Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada

Sciences des écosystèmes et des océans | Ecosystems and Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2017/004

Région du Pacifique

Tendances dans la répartition, les déplacements et la fidélité à l'habitat du rorqual commun (*Balaenoptera physalus*) dans les eaux canadiennes du Pacifique

L.M. Nichol, R.M. Abernethy, B.M. Wright, S. Heaslip, L.D. Spaven, J.R. Towers, J.F. Pilkington, E.H. Stredulinsky, J.K.B. Ford

Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (C.-B.) V9T 6N7

Juillet 2018

Canada

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (ON) K1A 0E6

http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2018
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Nichol, L.M., Abernethy, R.M., Wright, B.M., Heaslip, S., Spaven, L.D., Towers, J.R., Pilkington, J.F., Stredulinsky, E.H., Ford, J.K.B. 2018. Tendances dans la répartition, les déplacements et la fidélité à l'habitat du rorqual commun (*Balaenoptera physalus*) dans les eaux canadiennes du Pacifique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2017/004. vii + 58 p.

Also available in English :

Nichol, L.M. Abernethy, R.M. Wright, B.M., Heaslip, S. Spaven L.D., Towers, J.R., Pilkington J.F., Stredulinsky E.H. and Ford J.K.B. 2018. Distribution, movements and habitat fidelity patterns of Fin Whales (Balaenoptera physalus) in Canadian Pacific Waters. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/004. vii + 52 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ VII
INTRODUCTION 1
MÉTHODES 2
MODÉLISATION DE LA RÉPARTITION ET DE LA DENSITÉ DES RORQUALS COMMUNS 2
DÉPLACEMENTS ET ABONDANCE DES RORQUALS COMMUNS À PARTIR D'ÉTUDES D'IDENTIFICATION PHOTOGRAPHIQUE 6
Analyse du marquage et de la recapture 7
DÉPLACEMENTS ET COMPORTEMENT DE PLONGÉE DES RORQUALS COMMUNS À PARTIR D'ÉTIQUETTES DE REPÉRAGE PAR SATELLITE 9
Modélisation des déplacements état-espace 10
Modélisation du comportement de plongée du rorqual commun 11
RÉSULTATS 12
MODÉLISATION DE LA RÉPARTITION ET DE LA DENSITÉ DES RORQUALS COMMUNS 12
MODÉLISATION DES DÉPLACEMENTS ET DE L'ABONDANCE DES RORQUALS COMMUNS À PARTIR DE L'IDENTIFICATION PHOTOGRAPHIQUE 13
Fidélité aux sites et profils de déplacement 13
Estimation de la survie et de l'abondance des populations 14
MODÉLISATION DES DÉPLACEMENTS ET DU COMPORTEMENT DES RORQUALS COMMUNS À PARTIR D'ÉTIQUETTES DE REPÉRAGE PAR SATELLITE 14
Modélisation des déplacements état-espace 15
Comportement de plongée 16
DISCUSSION 17
MODÉLISATION DE LA RÉPARTITION ET DE LA DENSITÉ DES RORQUALS COMMUNS 17
MODÉLISATION DES DÉPLACEMENTS ET DE L'ABONDANCE DES RORQUALS COMMUNS À PARTIR DE L'IDENTIFICATION PHOTOGRAPHIQUE 18
MODÉLISATION DES DÉPLACEMENTS DES RORQUALS COMMUNS À PARTIR D'ÉTIQUETTES DE REPÉRAGE PAR SATELLITE 19
MODÉLISATION DU COMPORTEMENT DE PLONGÉE DU RORQUAL COMMUN 20
MOT DE LA FIN 20
REMERCIEMENTS 22
RÉFÉRENCES 22
TABLEAUX 27
FIGURES 41
ANNEXE 57

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Description des covariables de l'habitat utilisées dans le modèle de répartition des rorquals communs. 27

Tableau 2. Relevés utilisés dans le modèle de répartition des rorquals communs dans le détroit d'Hécate et le détroit de la Reine-Charlotte. 27

Tableau 3. Résumé de l'ensemble de données relatif au détroit d'Hécate et au détroit de la Reine-Charlotte. 28

Tableau 4. Modèles proposés pour prédire les densités de rorquals communs dans le détroit d'Hécate et le détroit de la Reine-Charlotte (Colombie-Britannique) (2002-2014). 28

Tableau 5. Résultats de modèle GAM binomial négatif (fonction de lien logarithmique) du modèle le mieux classé pour le dénombrement de rorquals communs (N = 266 observations, 464 individus; « rorqual commun » et « individus ressemblant à un rorqual commun ») sur une zone d'étude quadrillée de 25 km^2 du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte, avec relations significatives indiquées par une étoile (*). 28

Tableau 6. Effort et nombre de rorquals communs individuels photographiés chaque année sur l'ensemble du littoral et par région (1995-2015). 29

Tableau 7. Effort et nombre d'individus photographiés chaque année par sous-région côtière (1995-2015). 30

Tableau 8. Dénombrements sommaires de rorquals communs individuels qui ont été observés dans les régions côtières ou extracôtières (sur la diagonale) ou dans les deux régions (à droite de la diagonale). 30

Tableau 9. Dénombrements sommaires de rorquals communs individuels, dans la région côtière, qui ont été observés dans seulement une sous-région (sur la diagonale) ou dans deux sous-régions (à droite de la diagonale). 31

Tableau 10. Modèles Cormack Jolly Seber proposés pour estimer la survie apparente. 31

Tableau 11. Modèles POPAN proposés pour estimer l'abondance. 32

Tableau 12. Résumé des données de suivi et du comportement de plongée enregistrées par les étiquettes de repérage par satellite SPLASH10 et SPOT5 déployées sur 19 rorquals communs dans les environs de l'entrée Caamano (Colombie-Britannique) d'août à octobre (2011-2014). 33

Tableau 13. Médianes a posteriori et limites de crédibilité (LC) à 95 % pour les paramètres estimés à partir du modèle hDCRWS (marche aléatoire couplée au modèle et corrélée avec une première différence hiérarchique) pour chaque année. 35

Tableau 14. Déploiements des étiquettes SPLASH10 et SPOT5 posées sur des rorquals communs résumés par le pourcentage de durée de suivi passé dans l'état comportemental de transit ($b < 1,25$), dans un état comportemental incertain ($b \geq 1,25$ et $b \leq 1,75$) et dans l'état comportemental de type aire de recherche restreinte (ARR) ($b > 1,75$). 36

Tableau 15. Formules des modèles, ampleur estimée des effets de paramètres fixes (est.), erreurs-types et écarts des effets aléatoires (σ^2) et écarts-types concernant les modèles GAMM (distribution d'erreur de type Gamma avec fonction de lien logarithmique) les mieux classés du comportement de plongée en quête de nourriture (état de type ARR) présumé du rorqual commun, sélectionné au moyen de la comparaison avec le critère d'information d'Akaike (AIC). 38

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Carte des eaux canadiennes du Pacifique et des zones d'étude. 41

Figure 2 : Répartition des rorquals communs dans le détroit d'Hécate et le détroit de la Reine-Charlotte 42

Figure 3 : Fonctions de lissage (lignes pleines) avec intervalles de confiance à 95 % (gris) pour les variables explicatives, coordonnées MTU en ordonnée (correspondant à la latitude également présentée), racine carrée de la pente moyenne et racine carrée de la profondeur moyenne du modèle GAM binomial négatif le mieux classé estimant les densités des rorquals communs par cellule de grille de 25 km^2 43

Figure 4 : Répartition dans les eaux canadiennes du Pacifique de 1 549 identifications photographiques de rorquals communs (1995-2015). 44

Figure 5 : Courbe d'accumulation des différents rorquals communs (n = 681) au cours de 1 549 événements d'identification photographique dans l'ensemble du littoral (1995-2015). 44

Figure 6 : Nombre annuel dans l'ensemble du littoral des différents rorquals communs photographiés (en noir), d'individus récemment identifiés (en gris) et d'individus observés de nouveau (en blanc) (2004-2015). 45

Figure 7 : Nombre annuel dans les régions côtières et extracôtières d'identifications uniques, nombre total d'individus (en noir), nombre d'individus récemment identifiés (en gris) et nombre d'individus observés de nouveau (en blanc) (2004-2015) 45

Figure 8 : Courbes d'accumulation des différents rorquals communs, par sous-région côtière. 46

Figure 9 : Déplacements des différents rorquals communs entre les zones côtières et extracôtières entre les années (ligne noire pointillée) et la même année (ligne rouge pointillée) (n = 5 individus). 46

Figure 10 : Rorquals communs uniques des zones côtières chaque année, par sous-région. 47

Figure 11 : Estimation des probabilités de recapture annuelles tirée du modèle de Cormack-Jolly-Seber du temps depuis le marquage pour estimer la survie apparente. La courbe présente la moyenne annuelle et les intervalles de confiance à 95 %. 47

Figure 12 : Suivis des rorquals communs pour les déploiements en 2011 montrant les emplacements filtrés avec les modes de comportements déduits (bleu, en transit; gris, incertain et jaune, ARR) du modèle hiérarchique état-espace. 48

Figure 13 : Suivis des rorquals communs pour les déploiements en 2012 montrant les emplacements filtrés avec les modes de comportements déduits (bleu, en transit; gris, incertain et jaune, ARR) du modèle hiérarchique état-espace. 49

Figure 14 : Suivis des rorquals communs pour les déploiements en 2013 montrant les emplacements filtrés avec les modes de comportements déduits (bleu, en transit; gris, incertain et jaune, ARR) du modèle hiérarchique état-espace. 50

Figure 15 : Suivis des rorquals communs pour les déploiements en 2014 montrant les emplacements filtrés avec les modes de comportements déduits (bleu, en transit; gris, incertain et jaune, ARR) du modèle hiérarchique état-espace. 51

Figure 16 : Variables de lissage du modèle GAMM le mieux classé pour la durée de plongée (gauche) et la profondeur de plongée (droite). 52

Figure 17 : Profondeur de plongée maximale (m) en tant que fonction de la durée de plongée (min) pour les plongées effectuées par six rorquals communs marqués à l'aide d'une étiquette SPLASH10 pendant un comportement de type ARR (aire de recherche restreinte) (b > 1,75, quête de nourriture présumée), le jour (à gauche, N = 5 157) et la nuit (à droite, N = 2 332). ...53

Figure 18 : Profondeur maximale des plongées (en mètres) enregistrée par les étiquettes SPLASH10 déployées sur six individus manifestant un comportement en aire de recherche restreinte (ARR) (quête de nourriture présumée, [b > 1,75], illustrant la différence entre les plongées de jour et de nuit. 54

Figure 19 : Profil temps-profondeur montrant les profondeurs de plongée maximales durant le déploiement de l'étiquette SPLASH 142546 (rorqual commun 0162) du 25 au 30 septembre 2014 (heure avancée du Pacifique). 55

Figure 20 : Profondeurs maximales (m) des plongées de rorquals communs associées à une ARR (N = 7 489) en tant que fonction de la durée de plongée (min.) et regroupées par forme de plongée (carré, U ou V). 56

RÉSUMÉ

La répartition du rorqual commun et son utilisation de l'habitat dans les eaux du nord de la Colombie-Britannique (C.-B.) ont été évaluées à l'aide d'une approche par étude multiéchelles fondée sur des données recueillies par la Section de la recherche sur les mammifères marins de Pêches et Océans Canada. Des données provenant de relevés effectués par bateaux ont été utilisées aux fins de la modélisation de la répartition du rorqual commun en tant que fonction des caractéristiques de l'habitat dans le détroit d'Hécate et le détroit de la Reine-Charlotte, et les résultats indiquent que le fossé Moresby et la région de l'entrée Caamano étaient susceptibles d'avoir la plus forte densité de baleines. Des données de photo-identification ont été utilisées pour évaluer le déplacement des rorquals communs et leur fidélité à un lieu, et pour en estimer l'abondance. Il y a très peu d'indications de déplacements entre la région côtière du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte et la région extracôtière des eaux canadiennes du Pacifique, quoique plus d'efforts de photo-identification aient été déployés pour ce qui est de la région côtière. L'abondance globale des rorquals communs présents dans la région du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte (y compris la région de l'entrée Caamano) à tout moment au cours de la période d'étude (2009-2014) a été estimée à 405 rorquals communs (CV=0.6, 95% CI: 363-469), selon un modèle de marquage-recapture de photo-identification. L'analyse des étiquettes de télémesure satellite à l'aide d'un modèle commutation d'espace-état révèle que les rorquals communs marqués (n=19) sont demeurés dans la zone du détroit d'Hécate et de l'entrée Caamano pendant toute la durée de la transmission de leurs étiquettes, et qu'ils ont connu des périodes prolongées de déplacement de type recherche dans des zones d'accès restreint (ARS), ce qui peut signifier un comportement de quête de nourriture. L'analyse des étiquettes de repérage satellite des plongées (n=6) révèle que pendant les périodes de déplacement de type ARS, les plongées étaient plus profondes de jour (de 70,1 ± 52,1 m ÉT) que de nuit (24,9 ± 17,4 m ÉT) et représentaient probablement un comportement de quête de nourriture. Les rorquals communs marqués, en particulier dans l'entrée Caamano, où la plupart des étiquettes de plongée ont été déployées, ont constamment plongé à des profondeurs probablement liées aux denses couches diurnes de zooplancton.

INTRODUCTION

Les rorquals communs, comme d'autres grands cétacés à fanons, parcourent de vastes zones océaniques. Dans l'est du Pacifique Nord, par exemple, les rorquals communs, qui étaient marqués à l'aide d'étiquettes de repérage pendant la période de chasse à la baleine, parcouraient souvent bien plus de 1 000 km entre l'endroit où ils étaient marqués et l'endroit où ils étaient tués (Mizroch *et al.* 2009). Leur nombre dans le Pacifique Nord a été réduit par la pêche commerciale à la baleine et on considère que leur population est inférieure d'au moins 50 % aux estimations réalisées avant leur exploitation (COSEPAC 2005; Gregr *et al.* 2006). Durant l'époque de pêche à la baleine en Colombie-Britannique, les rorquals communs étaient considérés comme l'une des grandes espèces de baleine les plus abondantes dans les eaux canadiennes (Pike et MacAskie 1969). Au moins 7 605 animaux ont été tués par des baleiniers côtiers de 1908 à 1967 (Gregr *et al.* 2000). Ils sont inscrits en tant qu'espèces menacées en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*, car ils sont demeurés rares dans les eaux de la Colombie-Britannique. Il n'existe à l'heure actuelle aucune estimation fiable ou complète de l'abondance de la population dans le Pacifique Nord et aucune estimation dans les eaux canadiennes du Pacifique.

Les rorquals communs s'alimentent par filtration de petites proies comme les euphausiacés, les copépodes et les petits poissons. Les rorquals communs, comme d'autres grands cétacés à fanons, dépendent de la localisation d'agrégations denses de proies. Les estimations des coûts énergétiques liés à l'alimentation par basculement démontrent que le rendement énergétique net de ces animaux dépend fortement de la densité des proies (Goldbogen *et al.* 2007; Goldbogen *et al.* 2006; Acevedo-Guitierrez *et al.* 2002). Par conséquent, les déplacements et la répartition de ces animaux sont influencés par la répartition de leurs proies.

Les concentrations denses de zooplancton sont le résultat de processus océanographiques qui augmentent la productivité et (ou) servent à regrouper le zooplancton (Gregr et Trites 2001). Ces processus créent des conditions de quête de nourriture profitables, mais éphémères pour ces grands brouteurs. Dans une étude sur la répartition des rorquals communs au large de la plateforme du Groenland occidental par rapport aux covariables physiques et biologiques, Laidre *et al.* (2010) ont constaté que la densité du rorqual commun était positivement corrélée à l'abondance du krill, mais uniquement lorsqu'il existait une forte proximité spatiale et temporelle (moins de quelques jours) entre les observations de baleines et les mesures du volume de rétrodiffusion acoustique du krill. Dans le golfe du Saint-Laurent, la répartition des cétacés à fanons était associée à la formation de gradients de température à la surface de la mer (SST). Les fronts thermiques sont créés par une remontée d'eau provoquée par la marée ou le vent et on a supposé qu'ils augmentaient la productivité ou qu'ils rassemblaient le krill en concentrations denses. Ces fronts de la SST étaient dynamiques et changeaient au cours d'une période de plusieurs heures ou jours (Doniol-Valcroze *et al.* 2007).

Les études des déplacements des rorquals communs, des types d'habitat auxquels ils sont associés et de leur comportement sont essentielles pour comprendre leur écologie dans une région. Les études qui collectent des données d'observation provenant de relevés systématiques, d'identifications photographiques d'animaux individuels et les déplacements et le comportement de plongée à partir d'étiquettes de repérage par satellite peuvent se compléter l'un l'autre et jeter un éclairage important sur la répartition, la taille et l'utilisation de l'habitat de la population.

Les observations recueillies au moyen de méthodes systématiques fournissent de l'information spatiale utile concernant la répartition des rorquals dans une vaste zone. Ces données peuvent servir à modéliser la répartition en fonction des variables prédictives de l'habitat afin d'étudier

les tendances de l'utilisation de l'habitat dans une région (Panigada *et al.* 2008, Laidre *et al.* 2010, Dalla Rosa *et al.* 2012). Des techniques d'identification photographique sont largement utilisées dans l'étude des cétacés pour estimer leur abondance ou pour étudier les déplacements et la fidélité aux sites dans les populations d'épaulards, de rorquals bleus, de rorquals communs et de rorquals à bosse (Bigg *et al.* 1990; Calambokidis and Barlow 2004; Calambokidis *et al.* 2008a; Calamokidis *et al.* 2009; Ramp *et al.* 2014). La technologie de marquage pour suivre les déplacements et le comportement de plongée des rorquals a considérablement évolué ces dernières années, en particulier avec la capacité de transmettre des signaux de données à des satellites. Les méthodes pour analyser les données de suivi ont aussi progressé (Jonsen *et al.* 2005; Bailey *et al.* 2009). Dans le présent document, nous présentons les résultats de plusieurs analyses pour étudier la répartition, la taille, les déplacements, la fidélité aux sites de la population et le comportement des rorquals communs en Colombie-Britannique. Les analyses peuvent être considérées comme étant complémentaires l'une l'autre à différentes échelles spatiales et temporelles.

MÉTHODES

Les eaux canadiennes du Pacifique ont été divisées en une région extracôtière et en une région côtière (figure 1A). La limite occidentale de la région côtière a été définie par l'isobathe de 1 000 mètres le long de la limite continentale, de l'île Triangle à la frontière nord du Canada, pour distinguer la grande région côtière du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte (y compris les caractéristiques des canyons escarpés du secteur ouest du détroit de la Reine-Charlotte) des eaux profondes de l'océan, dans l'ouest de la plate-forme continentale, et par l'isobathe généralisé de 100 mètres au sud de l'île Triangle, jusqu'à la frontière sud du Canada. L'isobathe de 100 mètres de profondeur a été choisie pour distinguer la région côtière de la région extracôtière au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, car la pente continentale est plus douce au large de la côte ouest de l'île de Vancouver que vers le nord. La région côtière était ensuite subdivisée en cinq sous-régions (figure 1B), principalement aux fins d'examen de l'information sur les déplacements tirée de l'identification photographique. Les sous-régions sont les suivantes :

1. Entrée Dixon
2. Ouest du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte
3. Est du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte
4. Grande région de l'entrée Caamano (comprend l'entrée Caamano, Campania Sound, Squally Channel et Whale Channel, qui forment ensemble le Gil Basin) (MacDonald *et al.* 1983)
5. Côtes de l'île de Vancouver

La plupart des efforts de recherche ont été effectués dans la zone qui comprend les régions 2, 3 et 4.

MODÉLISATION DE LA RÉPARTITION ET DE LA DENSITÉ DES RORQUALS COMMUNS

Nous avons étudié la répartition des rorquals communs par rapport aux variables de l'habitat dans les eaux de la Colombie-Britannique, au moyen du système d'information géographique (SIG) et de modèles additifs généralisés (GAM). Nous avons utilisé les observations de rorquals communs et les relevés par bateau, ainsi que quatre covariables de l'habitat candidat (profondeur, pente, coordonnées MTU X [abscisse] et Y [ordonnée]).

Relevés par bateau

Les relevés et les observations de cétacés ont été recueillis à l'aide de procédures de collecte de données d'échantillonnage des transects en ligne standard au cours de relevés dédiés, de 2002 à 2014, principalement à partir de navires scientifiques de la Garde côtière canadienne (GCC). Ford *et al.* (2010) fournissent une description complète du protocole, de l'équipement et des navires utilisés. En général, la durée des relevés variait d'une à trois semaines et ils étaient menés pendant toutes les saisons définies de la manière suivante : hiver (de janvier à mars), printemps (d'avril à juin), été (de juillet à septembre) et automne (d'octobre à décembre). Pendant les relevés, des observateurs spécialisés suivaient un quart de travail prévu de 90 minutes comprenant deux rotations d'observation visuelle de 30 minutes et une rotation d'enregistrement des données de 30 minutes. La taille des équipes d'observateurs était suffisante pour permettre des pauses afin d'éviter la fatigue des observateurs. En tout temps, pendant les relevés, deux observateurs étaient postés sur la plateforme d'observation (l'une à tribord, l'autre à bâbord). Le troisième observateur enregistrait les données, y compris l'information sur les relevés, les conditions environnementales et les observations relayées au moyen d'une radio SRF (service radio familial) par les observateurs. La position du navire et sa vitesse étaient consignées au moyen d'un système de positionnement global (GPS). Le relevé était défini comme « ACTIF » lorsque les observateurs étaient de quart, les conditions météorologiques étaient favorables (échelle de Beaufort < 5 et visibilité > 1 NM) et le navire se déplaçait à une vitesse supérieure à 5 nœuds. Au début de 2006, la visibilité a ensuite été classée selon les catégories suivantes : *excellente* (horizon dégagé, éclairage excellent), *bonne* (horizon dégagé), *passable* (aucun horizon, visibilité > 3 NM) et *mauvaise* (visibilité < 3 NM). Le relevé était défini comme « INACTIF » lorsqu'aucun observateur n'était disponible ou lorsque les conditions météorologiques se détérioraient (état de la mer > 4, visibilité < 3 NM) ou lorsque le navire ralentissait ou s'arrêtait. Lorsqu'un rorqual était observé, les observateurs signalaient l'angle horizontal de l'observation depuis le cap du navire et le nombre de réticules en dessous de l'horizon jusqu'à l'observation. Ces deux mesures sont utilisées pour estimer les coordonnées géographiques de l'observation.

Traitement de données de relevés

Quarante-deux relevés ont été proposés aux fins d'inclusion dans une analyse de la répartition des rorquals communs. Chaque relevé a été filtré en fonction de l'effort et des observations selon les conditions environnementales et les détails des observations. Des portions de l'itinéraire du relevé et les observations connexes lorsque le relevé était enregistré comme étant INACTIF ont été exclues. Une fois le filtrage effectué, la position géographique de chaque observation liée au reste de l'effort était estimée. D'abord, la distance jusqu'à l'observation a été calculée en se fondant sur l'équation suivante :

$$d = \frac{a}{\tan\theta}$$

Où d est la distance (m) de l'observation depuis le navire (position de l'observateur), a est la hauteur à laquelle l'observateur moyen se trouve au-dessus du niveau de la mer (la hauteur estimée est connue pour chaque navire) et θ est l'angle, de la position de l'observateur à l'endroit de l'observation, enregistré par les observateurs en nombre de réticules en dessous de l'horizon (les radians par réticule sont connus pour les jumelles utilisées). Les coordonnées géographiques relatives aux observations ont ensuite été calculées à l'aide de l'estimation de la distance, des coordonnées géographiques de la position du navire et de l'angle de l'observation depuis le cap du navire.

Effort de relevé

La portée de l'effort de relevé associé aux itinéraires du relevé a été calculée à partir d'une zone tampon en se fondant sur l'estimation de la distance d'observation maximale à partir du tracé de chaque relevé à l'aide de la version 10.2.2 du logiciel ArcMap (ESRI 2014). Lorsque la visibilité était consignée comme étant *excellente ou bonne*, ce qui indiquait que l'horizon était visible, les distances d'observation maximales estimées étaient de 3,45 NM (6,40 km) à 7,59 NM (14,05 km) en fonction du navire et de la plateforme (p. ex., la passerelle ou la passerelle haute). Si la visibilité était consignée comme étant *passable*, alors la portée visible, et donc la zone tampon, était réduite à 3 NM (5,55 km), quels que soient le navire ou la plateforme. Une résolution de 25 km^2 pour notre analyse de la répartition et de la densité des rorquals communs a été jugée raisonnable sur le plan écologique (pas trop grande) pour étudier les relations prédictives entre ces grands cétacés très mobiles et leur habitat. Nous avons appliqué une grille de résolution de 25 km^2 pour toutes les eaux canadiennes du Pacifique et supprimé les terres des cellules adjacentes au rivage, puis nous avons recalculé la taille des cellules. Nous avons attribué l'effort dans la zone tampon et les observations connexes à ces cellules de grille et nous avons calculé les km^2 d'effort de relevé dans chaque cellule de grille à l'aide de l'outil « insecpolypoly » dans le progiciel Geospatial Modelling Environment (Beyer 2012).

Variables de l'habitat

Nous avons utilisé les couches matricielles bathymétriques et de la pente du modèle altimétrique numérique de la Colombie-Britannique (données en grille provenant des isobathes à l'échelle 1:25 000 du Service hydrographique du Canada) pour calculer les statistiques sommaires concernant la profondeur (mètres) et la pente (degrés) dans chaque cellule de grille. Nous avons calculé la moyenne, la valeur maximale, la valeur minimale, la plage et l'écart-type de ces deux variables à l'aide de l'outil statistique zonal dans l'extension Spatial Analyst du logiciel ArcMap d'ESRI (ESRI 2014). Nous avons calculé la position géographique au centre de chaque cellule en unités de latitude et de longitude, ainsi qu'en coordonnées MTU. (tableau 1) La latitude et la longitude ont été incluses, car elles peuvent être des indicateurs de la propriété biologique ou physique qui, en fin de compte, a une incidence sur la répartition (Dalla Rosa *et al.* 2012).

Sélection des données de relevés

Nous avons examiné l'étendue spatiale et temporelle de 42 relevés dans trois régions. Une région était celle du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte qui comprenait les sous-régions de l'est du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte, l'ouest du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte et la grande région de l'entrée Caamano. Les deux autres régions étaient la sous-région de l'entrée Dixon et la région extracôtière. Nous n'avions pas de relevé dans la région côtière de l'île de Vancouver pour cette analyse. Nous avons remarqué que les efforts de relevé n'étaient pas répartis de façon égale sur la côte et que seules des portions de la côte avaient fait l'objet de relevés sur chaque expédition, car la couverture du relevé dépendait de la durée de l'expédition, de la météo et de l'état de la mer et, parfois, des restrictions concernant la distance parcourue par le navire. Par conséquent, il existait une variabilité considérable entre les relevés. Pour résoudre ce problème, l'étendue de la couverture des efforts a été utilisée pour guider le choix des relevés pour chacune des trois régions décrites ci-dessus. Cette approche réduisait au minimum l'hétérogénéité spatiale dans l'analyse qui serait difficile à représenter dans un modèle d'aire de répartition des rorquals communs (Zuur *et al.* 2010). Cela signifie, toutefois, que des relevés différents choisis seraient proposés pour chaque zone d'étude. Dans la région du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte, les 42 relevés se chevauchaient dans la région, dans une certaine mesure,

mais on a considéré que 37 d'entre eux avaient une couverture spatiale suffisante dans la zone d'étude pour être inclus dans l'analyse. La couverture découlant de 17 relevés se chevauchant dans la région extracôtière n'était pas suffisante pour procéder à la modélisation de l'aire de répartition des rorquals communs dans la région extracôtière. Même si, dans une certaine mesure, vingt-trois relevés se chevauchaient dans la zone de l'entrée Dixon, la couverture a été jugée trop hétérogène pour procéder à la modélisation. Par conséquent, la modélisation n'a été effectuée qu'à l'aide d'un ensemble de données relatif à la zone du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte (figure A1 de l'annexe).

Après avoir choisi les relevés qui comprendraient l'ensemble de données relatif au détroit d'Hécate et au détroit de la Reine-Charlotte, nous avons filtré les données afin de supprimer les cellules de grille de petite taille. Avant le filtrage, la taille des cellules de grille était comprise entre 0,005 et 25 km^2. Nous avons étudié quel serait l'effet de la suppression de cellules de grille de petite taille en inspectant visuellement les cartes à l'aide de plusieurs seuils de filtrage possibles. Sur cette base, nous avons supprimé des cellules de grille (et les efforts et observations connexes) dont la taille était inférieure à 11 km^2. Cela a donné lieu à la suppression des cellules adjacentes au rivage, habitat dans lequel les rorquals communs ne seraient pas présents. Ensuite, nous avons filtré les enregistrements de relevés pour supprimer les relevés dans le cadre desquels moins de la moitié de la cellule de grille avait fait l'objet d'un relevé. Ces étapes ont permis de réduire le nombre de zéros dans les ensembles de données provenant d'efforts de relevé exagérément faibles dans les cellules de grille et de supprimer les cellules de grille de petite taille (< 11 km^2). Nous avons constaté que la suppression de ces cellules de grille et des efforts connexes n'entraînait pas la perte de données d'observations de rorquals communs, même si cela n'était pas une raison d'utiliser ces seuils de filtrage.

Analyse

L'ensemble de données relatif au détroit d'Hécate et au détroit de la Reine-Charlotte a fait l'objet d'un examen afin de vérifier s'il existait des valeurs aberrantes, à l'aide de graphiques par points de Cleveland, et il a été évalué pour vérifier l'existence possible d'une colinéarité entre les covariables par l'intermédiaire de diagrammes de dispersion et de l'estimation de coefficients de corrélation de Pearson et de critères d'inflation de la variance. Nous avons remarqué que l'abscisse (MTU) (~ longitude) et l'ordonnée (MTU) (~ latitude) étaient corrélées ($r = 0,6$; $p < 0,05$) et en nous fondant sur ce constat, nous avons exclu l'abscisse (MTU) de nos modèles, mais conservé l'ordonnée (MTU), car la latitude a été décrite par d'autres comme un indicateur important des propriétés biologiques ou physiques (Dall Rosa *et al.* 2012). Chaque covariable a été tracée avec la variable-réponse (nombre de baleines) afin de visualiser les relations (Zuur *et al.* 2010). Après cela, un modèle linéaire généralisé avec une distribution de Poisson a été utilisé pour étudier la caractéristique de dispersion du modèle. En se fondant sur les résultats de cette étude, la modélisation a été effectuée à l'aide d'une distribution binomiale négative afin de rendre compte des zéros dans la variable-réponse. Dans tous les modèles, une variable de décalage a été ajoutée pour tenir compte des différences dans les relevés (fonction de lien logarithmique[km^2]) entre les cellules de grille. Dans le modèle linéaire généralisé de Poisson, nous avons aussi étudié la relation entre chaque covariable et les résidus du modèle pour déterminer si des relations non linéaires étaient apparentes (Zuur 2012). Sur cette base, tous les autres modèles proposés ont été constitués comme des modèles additifs généralisés (GAM; fonction de lien logarithmique) pour intégrer les relations non linéaires entre les rorquals communs et les covariables de l'habitat. Nous avons conçu des modèles GAM dans le logiciel R à l'aide de la fonction « mgcv » intégrée (Wood 2004). Le modèle mondial GAM avait la forme suivante :

$$N \sim s(Northing_utm) + s(slope) + s(depth) + offset(\log(area_surveyed(km^2))$$

Sélection du modèle

Nous avons choisi le modèle GAM convenant le mieux en comparant les notes du critère d'information d'Akaike (Zuur 2012) des modèles proposés générés à partir du modèle mondial. Nous avons évité le surajustement du modèle GAM en intégrant le multiplicateur gamma 1,4 (Kim et Gu 2004) pour exagérer les degrés de liberté (*ddl*) efficaces dans la note du maximum de vraisemblance restreint. Une fois que les modèles GAM classés aux premiers rangs ont été sélectionnés selon le critère d'information d'Akaike, nous avons utilisé la fonction du logiciel R « gam.check » (Wood 2011) afin de déterminer s'il existait des modalités de lissage dans le modèle pour lesquelles les *k* (dimensions de base) étaient potentiellement trop faibles (Wood 2006). Enfin, nous avons évalué s'il existait ou non une autocorrélation spatiale dans les résidus du modèle en inspectant visuellement la répartition des résidus tracés selon la taille sur les coordonnées *x*-*y* de la zone d'étude. Nous avons calculé l'écart-type ± moyen comme statistiques sommaires.

DÉPLACEMENTS ET ABONDANCE DES RORQUALS COMMUNS À PARTIR D'ÉTUDES D'IDENTIFICATION PHOTOGRAPHIQUE

Nous avons utilisé des techniques d'identification photographique pour examiner la fidélité aux sites et les profils de déplacement des rorquals communs entre les régions et les sous-régions de la zone d'étude (figure 1). L'identification photographique fortuite des rorquals communs dans les eaux de la Colombie-Britannique a commencé en 1995 et des études lui ont été dédiées après 2001, avec la création du Programme de recherche sur les cétacés du Pacifique mené par Pêches et Océans Canada. Les identifications photographiques ont été recueillies par des observateurs postés sur des navires de la GCC ou des navires affrétés destinés à effectuer des relevés des baleines et à partir de petits navires déployés à partir de la GCC et de navires affrétés. Les identifications photographiques ont également été recueillies de manière fortuite et fournies par des observateurs et bénévoles expérimentés. Les efforts de recherche étaient axés sur la localisation de zones de fortes concentrations d'animaux, puis sur la photographie d'autant d'individus que possible.

Identification photographique

Un navire scientifique s'est approché à moins de 30 mètres de rorquals communs et les a photographiés à l'aide d'appareils photos numériques reflex munis de téléobjectifs (portée de 200 à 300 mm). Le côté droit de la nageoire dorsale et du flanc de chaque animal a été photographié, idéalement depuis une position directement perpendiculaire à la nageoire dorsale et parallèle à l'axe longitudinal de l'animal. Les côtés gauche et droit de chaque animal ont été photographiés lorsque cela était possible. Les coordonnées géographiques de chaque rencontre ont été consignées manuellement ou recueillies automatiquement par l'intermédiaire d'un système de positionnement global (GPS) lié à l'appareil photo numérique reflex. À l'achèvement de chaque journée de recherche, les images numériques ont été examinées et la meilleure photographie de chaque animal prise cette journée a été sélectionnée. Chacune de ces photographies a été qualifiée d'événement d'identification photographique. À l'achèvement d'une saison sur le terrain, tous les événements d'identification photographique ont été comparés entre eux pour rassembler les identifications photographiques du même animal, puis deux comparateurs d'identifications photographiques expérimentés ont comparé les identifications photographiques de chaque animal avec le catalogue numérique du rorqual commun de la Colombie-Britannique (ci-après appelé le BCFWC ou le « catalogue »). Les correspondances étaient fondées sur une combinaison de la forme de la nageoire dorsale, des creux, des trous dans la nageoire et des motifs de cicatrices. Une correspondance était confirmée par au moins deux caractéristiques correspondantes. Une comparaison entre les animaux qui ne figuraient pas dans le catalogue était effectuée une dernière fois, afin de vérifier

si l'on avait omis des correspondances la même saison, puis si aucune correspondance n'était trouvée, on attribuait un numéro d'identification unique du BCFWC à l'animal. Seules les photographies du côté droit ont été sélectionnées dans l'ensemble de données d'événements d'identification photographique aux fins d'analyse. Chaque événement d'identification photographique était attribué à la région et à la sous-région où il était recueilli. Les baleineaux dépendants étaient exclus de toutes les analyses, car leurs observations n'auraient pas été indépendantes de celles de leur mère. En outre, les baleineaux étaient dépourvus de cicatrices et avaient des formes de nageoire non développées. Il est donc peu probable que leurs comparaisons soient effectuées de nouveau correctement à l'avenir.

Courbes d'accumulation

La relation entre le nombre cumulatif d'individus uniques rencontrés au cours de l'étude (1995-2015) en tant que fonction de l'effort cumulé (dans le présent cas le nombre cumulatif d'événements d'identification) a été représentée pour la côte entière, pour chaque région et pour chaque sous-région.

Fidélité aux sites et déplacement

La fidélité aux sites et les déplacements d'une année à l'autre ont été étudiés en limitant l'ensemble de données aux animaux qui avaient été documentés par des photographies durant au moins deux années pendant l'ensemble de la série chronologique du catalogue (1995-2015). À partir de cet ensemble de données plus petit, nous avons calculé le pourcentage d'animaux qui étaient retournés dans une zone seulement et le pourcentage d'animaux qui étaient revenus dans plusieurs zones. Nous avons entrepris cette analyse à deux échelles spatiales :

1. Déplacement entre la région extracôtière et la région côtière
2. Déplacement entre les sous-régions côtières

Analyse du marquage et de la recapture

Les historiques de capture par identification photographique de rorquals communs individuels indépendants (qui ne sont pas des baleineaux) ont été utilisés dans une analyse du marquage et de la recapture pour estimer la survie et la taille de la population dans l'ouest du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte, l'est du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte et la grande région de l'entrée Caamano (figure 1B). L'ensemble de données d'identification photographique était limité sur le plan géographique à des événements d'identification photographique recueillis dans ces sous-régions et au cours des années 2009 à 2014, car cela représentait les données dont l'effort était le plus élevé et le plus constant. Les données ont été filtrées pour que leur qualité satisfasse à l'hypothèse selon laquelle chaque animal avait une probabilité égale de capture et de recapture. Pour évaluer si chaque animal photographié dans l'ensemble de données validerait cette hypothèse, chaque photographie (événement d'identification photographique) a été examinée deux fois par deux techniciens qui classaient chaque photo de manière indépendante, selon quatre critères (proportion du flanc de l'animal photographiée, angle, objectif et exposition) en suivant les méthodes de Falcone *et al.* (2011). Le classement de chaque critère reposait sur une échelle de trois points (1 = meilleur, 3 = pire). Les animaux dont les images ont reçu une note de 3 pour un critère par les deux techniciens ont été supprimés de l'ensemble de données. Une fois que l'ensemble de données d'identification photographique a été filtré, un historique des captures, qui utilisait une année comme période d'échantillonnage, a été créé pour chaque individu.

Modélisation de la survie

La survie apparente, qui est le produit de la survie réelle et la probabilité que l'individu ne quitte pas de façon permanente la zone d'étude, a été estimée à l'aide du modèle de Cormack Jolly Seber (CJS) de population ouverte(Cormack 1964; Jolly 1965; Seber 1965). Ce modèle estime la probabilité de survie apparente d'individus dans la population dans l'intervalle entre deux périodes d'échantillonnage successives pour les individus capturés durant la première année. Les probabilités de recapture de ces individus au cours de chaque période d'échantillonnage ont aussi été modélisées. Pendant l'étude de l'ensemble de données, il est apparu clairement qu'un grand nombre d'individus n'avaient pas été recapturés après avoir été initialement marqués. Cette situation est nommée « situation transitoire » dans la modélisation du marquage et de la recapture. La situation transitoire désigne la présence d'individus marqués et relâchés qui migrent ensuite de manière permanente depuis la zone d'étude et qui ne sont donc pas disponibles pour une recapture ultérieure (Pradel *et al.* 1997). Si la situation transitoire n'est pas prise en considération dans le modèle CJS, elle peut influer de manière négative sur les estimations de la survie apparente. Les modèles de CJS de type « Temps depuis le marquage » ont été exécutés pour tenir compte de la situation transitoire. Les modèles CJS de type « Temps depuis le marquage » sont un paramétrage du modèle CJS et estiment la survie apparente séparément pour deux intervalles de « temps depuis le marquage » : l'intervalle qui suit immédiatement le marquage initial tout au long de la période d'étude et les intervalles subséquents après cet intervalle initial. Les estimations de la survie apparente au cours de l'intervalle initial font l'objet du biais négatif de la situation transitoire. Les estimations de la survie apparente pour les intervalles subséquents représentent la survie apparente des animaux recapturés dans la zone d'étude et sont les estimations d'intérêt (Pradel *et al.* 1997). La survie apparente a été modélisée de deux façons, à l'aide des deux séries d'intervalles de « temps depuis le marquage » : la survie variant au fil du temps et la survie constante. Les probabilités de recapture ont été modélisées uniquement comme des probabilités variant chaque année, car les probabilités de recapture dépendent de l'effort annuel qui a varié.

Modélisation de l'abondance

Les estimations de l'abondance de la population ont été générées à l'aide du paramétrage POPAN du modèle inconditionnel de population ouverte de Jolly-Seber (modèle POPAN) (Schwarz and Arnason 1996). Les estimations de la survie apparente, les probabilités de recapture et les probabilités d'introduction dans la population ont été obtenues à partir du modèle POPAN. Le modèle POPAN produit une estimation de la taille de la super-population, qui est le nombre d'animaux pouvant être capturés à tout moment pendant la période d'étude, ainsi qu'une estimation de l'abondance de la population à chaque échantillonnage après la période d'échantillonnage initiale. Dans le modèle POPAN, la survie apparente a été modélisée en tant que survie variant au fil du temps et en tant que survie constante, mais les probabilités de recapture n'ont été modélisées qu'en tant que probabilités variant chaque année. La probabilité d'introduction dans la population a été modélisée pour varier avec le temps, car il n'existe pas de raison biologique de la modéliser en tant que probabilité constante.

Hypothèses du modèle

Les hypothèses de ces modèles, telles que présentées dans Amstrup *et al.* (2005) sont les suivantes :

1. La probabilité d'observer de nouveau chaque animal vivant dans la population à une période d'échantillonnage donnée est la même (cela se limite aux animaux marqués dans le modèle conditionnel de CJS).

2. La probabilité de survie jusqu'à la période d'échantillonnage suivante de chaque animal marqué vivant dans la population après une période d'échantillonnage est la même.
3. Les marquages ne sont ni perdus ni ignorés. Ils sont correctement consignés.
4. Les périodes d'échantillonnage sont momentanées.
5. Toute migration depuis la zone échantillonnée est permanente.
6. Le devenir de chaque animal en ce qui concerne la capture et la survie ne dépend pas du devenir de tout autre animal.

La modélisation a été effectuée à l'aide de la fonction « RMark » du progiciel R (Laake 2013) qui a servi d'interface pour le programme « Mark » (version 8) (White and Burnham 1999).

Tests d'ajustement et sélection du modèle de marquage et de recapture

L'adéquation des modèles de marquage et de recapture a été évaluée à l'aide du programme U-CARE qui compare l'adéquation des données au modèle CJS entièrement dépendant du temps au moyen de quatre tests différents (Choquet *et al.* 2005, 2009). Dans le cas précis des modèles CJS de type « Temps depuis le marquage », l'adéquation a été évaluée à l'aide de la somme des trois tests du programme U-CARE, en excluant le quatrième test qui a échoué en raison de la situation transitoire(Pradel *et al.* 1997). Étant donné qu'il n'existe pas de moyens de modifier le modèle POPAN de JS pour tenir compte de la situation transitoire, un critère d'inflation de la variance a été utilisé pour les estimations. Le critère d'inflation de la variance (médiane ĉ) a été calculé pour le modèle CJS entièrement dépendant du temps, puis il a été utilisé pour les estimations du modèle JS POPAN (Cooch & White 2002). La sélection du modèle s'est fondée sur la comparaison des notes du critère d'information d'Akaike (Akaike 1973). Elles ont été corrigées pour tenir compte de la petite taille de l'échantillon pour les modèles CJS de type « Temps depuis le marquage » (critère d'information d'Akaike; Hurvich & Tsai 1989). Pour les estimations du modèle POPAN, les valeurs presque identiques au critère d'information d'Akaike (Lebreton *et al.* 1992) ont été recueillies pour tenir compte du critère d'inflation de la variance (médiane ĉ) (Burnham and Anderson 2002). Les modèles dont les différences par rapport au critère d'information d'Akaike étaient inférieures à deux et dont les pondérations étaient supérieures à 0,9 ont été considérés comme les « meilleurs » modèles(Burnham and Anderson 2002; Grueber *et al.* 2011).

DÉPLACEMENTS ET COMPORTEMENT DE PLONGÉE DES RORQUALS COMMUNS À PARTIR D'ÉTIQUETTES DE REPÉRAGE PAR SATELLITE

Détails sur les instruments de repérage par satellite

Des capteurs de plateformes de transmission reliés par satellite (SPOT5 ou SPLASH10; Wildlife Computers, Redmond, WA) ont été fixés sur des rorquals communs identifiables dans les environs de l'entrée Caamaño, entre août et octobre (2011-2014). Ces instruments ont transmis des données sur l'emplacement, la température (résolution = 0,05 °C) et la profondeur (pour SPLASH10 seulement; résolution de 0,5 m) par l'intermédiaire du système par satellite Argos et étaient dotés d'un détecteur d'eau salée (capteur humide-sec) pour retarder les transmissions jusqu'à ce que les rorquals soient à la surface. Les capteurs de plateformes de transmission reliés par satellite utilisaient la configuration de l'émetteur de composants électroniques externes faiblement percutanés et à faible impact (Andrews *et al.* 2008) et étaient fixés à l'aide des barbillons sous-cutanés près de la base de la nageoire dorsale pour maximiser la durée pendant laquelle les étiquettes étaient exposées à des fins de transmission. Des capteurs de plateformes de transmission étaient configurés pour transmettre chaque jour, entre 2 h et 5 h, entre 11 h et 13 h, entre 16 h et 18 h et entre 20 h et 23 h, TUC en 2011 et 2012; entre 1 h et

3 h, entre 5 h et 7 h, entre 10 h et 13 h et entre 17 h et 22 h, TUC en 2013 et toutes les heures de la journée en 2014. Les transmissions étaient limitées à 400 messages par jour pour tous les émetteurs SPOT5, à 500 messages pour les étiquettes SPLASH10 en 2013 et à 450 messages pour les étiquettes SPLASH10 en 2014. Les étiquettes étaient déployées à partir de l'étrave d'un bateau de type sloop à coque d'acier de 70 pieds, le *PN Achiever*, ou d'un navire à moteur en aluminium de 30 pieds, le *PN Roller Bay*, à l'aide d'un fusil pneumatique. Des photographies de rorquals communs marqués ont été prises au moment du déploiement afin d'identifier chaque individu à partir d'un catalogue existant à l'aide de caractéristiques uniques du flanc et de la nageoire dorsale, notamment la pigmentation, les cicatrices, les creux et la forme des nageoires.

Les étiquettes SPLASH10 ont été programmées pour résumer le comportement de plongée avec le classement des données sur la profondeur maximale, la température-temps et de la profondeur-temps au cours d'une période de six heures (de 1 h à 6 h59, de 7 h à 12 h 59, de 13 h à 18 h 59 et de 19 h à 12 h 59, GMT). La profondeur de plongée a été échantillonnée à des intervalles d'une seconde, la température et le capteur humide-sec ont été échantillonnés à des intervalles de dix secondes et les plongées ont été enregistrées chaque fois qu'un rorqual était immergé à des profondeurs supérieures ou égales à 10 m pendant plus de 30 secondes (déploiements d'étiquettes de 2013) ou pendant plus d'une minute (déploiements de 2014). Les formes de plongée ont été déterminées à l'aide du programme d'analyse des plongées de Wildlife Computer (version 3.0, version du produit 299) qui attribuait les plongées aux catégories de formes « en carré », « en U » ou « en V » en fonction de la proportion du temps de plongée total passé par le rorqual à des profondeurs supérieures ou égales à 80 % de la profondeur de plongée maximale (c.-à-d. temps de plongée relatif : > 50 %, 20 à 50 % et < 20 %, respectivement). Les durées à la surface (c.-à-d. temps passé à des profondeurs inférieures à 10 m) ont été enregistrées entre les plongées, en commençant par le moment où le capteur humide-sec indiquait d'abord « sec » et en terminant pas le moment où le capteur indiquait ensuite « humide » (c.-à-d. lorsque la plongée suivante a commencé). Nous avons tracé des profils temps-profondeur durant les 24 premières heures de chaque déploiement d'étiquettes SPLASH10 afin d'évaluer si les rorquals communs présentaient des modèles comportementaux de plongée atypiques découlant du fait qu'ils étaient marqués, avec l'objectif d'exclure ces portions de chaque suivi avant l'analyse.

Une station de réception au sol locale (Mote; Wildlife Computers) a été installée sur l'île Campania (53.046° N, 129.343° O) en 2014 avec l'objectif d'augmenter la collecte de données du capteur d'étiquettes provenant des étiquettes SPLASH10. Le nombre de messages de données provenant des étiquettes qui pouvaient être reçus directement par le récepteur de signaux de satellite était limité par la couverture par satellite. Par contre, la station Mote pouvait recevoir des messages en permanence, ce qui augmentait la quantité de données reçues. Cependant, elle ne pouvait pas calculer les emplacements Doppler, ce qui signifiait que même si un plus grand nombre de renseignements sur les plongées était recueilli, la quantité de données de localisation n'augmentait pas.

Modélisation des déplacements état-espace

Un modèle bayésien de type état-espace (tel qu'il est décrit par Jonsen *et al.* 2005) a été adapté aux données de localisation par satellite (à l'exclusion de la classe de localisation « Z ») pour tenir compte des erreurs dans les estimations des emplacements, normaliser les données de sorte qu'il y avait 12 emplacements par jour et pour déduire le comportement de transit ou d'aire de recherche restreinte (ARR) à partir des déplacements des animaux. Le comportement d'ARR est caractérisé par une diminution du taux de déplacement de l'animal et/ou par une augmentation de sa fréquence et de son angle de virage et on suppose qu'il représente une

activité de quête de nourriture, bien qu'il puisse également représenter d'autres types de comportement, comme la socialisation (Turchin 1991). L'état comportemental (comportement = 1 pour le transit et 2 pour l'ARR) pour chaque emplacement a été estimé comme la valeur moyenne des échantillons selon la méthode de Monte Carlo par chaîne de Markov (MCCM) et on a supposé que les emplacements où les estimations moyennes relatives au comportement étaient inférieures à 1,25 représentaient des lieux de transit et ceux où les estimations étaient supérieures à 1,75 correspondaient à des ARR et les valeurs intermédiaires relatives au comportement ont été jugées incertaines. L'algorithme de localisation par filtrage de Kalman (Lopez et Malardé 2011) a été appliqué aux données de localisation. La fonction « bsam » du progiciel R (Jonsen 2014) a été utilisée pour correspondre au modèle hDCRWS (marche aléatoire couplée au modèle et corrélée avec une première différence hiérarchique) afin d'estimer les paramètres de déplacement entre plusieurs animaux. Des estimations ont été effectuées concernant des données réunies provenant de plusieurs animaux, avec l'objectif d'améliorer la précision des estimations, étant donné que certains suivis étaient trop courts pour être estimés séparément. Les données de suivi ont été réparties en quatre groupes selon l'année et elles ont été modélisées dans R avec le logiciel JAGS (Plummer 2003). La convergence des modèles et l'autocorrélation des échantillons ont été évaluées en inspectant visuellement les tracés d'autocorrélation et les courbes de trace.

Modélisation du comportement de plongée du rorqual commun

Pour chaque déploiement d'étiquettes SPLASH10, nous avons fait concorder les plongées avec les états comportementaux selon le modèle de type état-espace correspondant en associant l'heure de début de chaque plongée avec l'emplacement du modèle de type état-espace le plus proche. Étant donné que les emplacements modélisés étaient estimés toutes les deux heures, chaque plongée était associée à un emplacement du modèle de type état-espace et à un temps qui ne se produisait pas plus d'une heure (moitié de chaque intervalle de temps du modèle état-espace) avant ou après la consignation de la plongée elle-même. Les plongées qui survenaient plus d'une heure avant le premier emplacement du modèle de type état-espace ou plus d'une heure après le dernier emplacement dans chaque enregistrement d'étiquette étaient exclues de notre analyse. Nous avons étudié les profils diurnes du comportement de plongée des rorquals communs en attribuant à chaque emplacement du modèle de type état-espace un « jour » ou une « nuit », en établissant un lien entre son heure et le moment de l'aube nautique (élévation solaire < -12 °) ou du crépuscule nautique (élévation solaire ≥ -12 °) à cet emplacement, ce jour, ce mois et cette année exacts. Le moment du crépuscule et de l'aube a été calculé à l'aide d'un programme VBA sur Excel (Pelletier n.d.) fondé sur la mise en œuvre d'une calculatrice solaire de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) qui calcule le moment du lever du soleil, du coucher du soleil et le midi solaire, ainsi que la position du soleil pour tout emplacement sur la Terre.

Pour examiner les différences dans le comportement de plongée des rorquals communs entre les chenaux intérieurs des détroits de Caamaño et de Campania et les eaux libres du détroit d'Hécate, nous avons également attribué chaque plongée à l'une de ces deux régions, en fonction de la situation de l'emplacement de son modèle de type état-espace correspondant. Nous avons sélectionné des plongées associées à des emplacements désignés comme des ARR (c.-à-d. « quête de nourriture » présumée) par le modèle de type état-espace (comportement > 1,75) pour des analyses ultérieures (N = 7 489 plongées). Nous avons ensuite examiné si les profondeurs de plongée maximales (m) de ces plongées de type ARR différaient en ce qui concerne le moment de la journée (p. ex., le jour par rapport à la nuit), la région (détroit d'Hécate par rapport à la grande région de l'entrée Caamano), la forme de la plongée (en carré, en U ou en V) ou la durée de la plongée (en minutes). Nous avons également étudié les relations possibles entre les durées des plongées de type ARR (en minutes) et les mêmes

covariables (plus la profondeur de plongée maximale [m]). L'étude de ces relations a été accomplie à l'aide de modèles additifs généralisés mixtes (GAMM) avec des distributions d'erreur de type Gamma (fonction de lien logarithmique) que nous avons adaptés au moyen de méthodes de probabilité maximales (approximation de Laplace) à l'aide de la fonction « gamm4 » du progiciel R (Wood et Scheipl 2014). Un effet aléatoire de l'ID de l'emplacement du modèle de type état-espace intégrée à l'ID de la baleine (capteur de plateformes de transmission) était inclus dans les deux modèles pour tenir compte de l'association répétée du même emplacement du modèle de type état-espace avec plusieurs plongées dans chaque dossier sur le déploiement et de la variation du comportement de plongée d'un même individu. Avant la modélisation, nous avons examiné les données de plongée brutes associées à l'ARR pour nous assurer qu'elles ne contenaient pas des valeurs aberrantes, une colinéarité entre les covariables explicatives, des covariables catégoriques déséquilibrées ou une inflation zéro (Zuur *et al.* 2010). Nous avons également utilisé des co-tracés pour évaluer quelles conditions d'interaction entre les covariables devraient être incluses dans les modèles. Toutes les covariables étaient centrées (moyennes soustraites) et mises à l'échelle (divisées par un écart-type) avant d'être adaptées aux modèles GAMM. Nous avons comparé chaque modèle mondial avec un modèle nul correspondant (sans effets fixes) à l'aide des comparaisons des notes du critère d'information d'Akaike. La capacité des modèles lissés à tenir compte de relations non linéaires entre la variable-réponse des modèles GAMM et les covariables explicatives a été évaluée en exécutant un modèle additif généralisé (MAG) ultérieur sur les résidus des modèles GAMM d'origine en fonction de chaque paramètre de lissage. La corrélation temporelle dans les résidus des modèles a été évaluée à l'aide d'une fonction d'autocorrélation tracée dans R. L'importance d'effets fixes a été détectée à l'aide des valeurs t de Wald et des valeurs p approximatives connexes (α= 0,05) produites par les modèles GAMM convenant le mieux. Les résultats des modèles GAMM sont rapportés comme des erreurs-types ± des estimations des modèles.

RÉSULTATS

MODÉLISATION DE LA RÉPARTITION ET DE LA DENSITÉ DES RORQUALS COMMUNS

Trente-sept relevés ont été sélectionnés en fonction de la portée spatiale de l'effort dans le détroit d'Hécate et le détroit de la Reine-Charlotte. La plupart des relevés ont eu lieu en été (n = 20) (tableau 2). Tous les efforts de relevé et toutes les observations ont été regroupés et analysés comme un ensemble de données unique (tableau 3), car le déséquilibre dans la couverture temporelle (données insuffisantes) empêchait une analyse de la répartition des rorquals communs dans la zone d'étude par année ou par saison. Une inspection visuelle des observations des relevés selon la saison, toutefois, n'a révélé aucune preuve d'un profil saisonnier pour la répartition des observations, ce qui a appuyé notre choix de regrouper les données.

Le modèle classé en premier pour le détroit d'Hécate et le détroit de la Reine-Charlotte comprenait des modèles lissés pour l'ordonnée MTU, la pente et la profondeur (tableau 4, tableau 5). Le modèle prédisait des densités moyennes de 0,008 ± 0,020 baleines/km^2 (aire de répartition = 0 à 0,26 baleines/km^2) dans l'ensemble de l'aire de répartition comprenant le détroit d'Hécate, le détroit de la Reine-Charlotte et la grande région de l'entrée Caamano. Les densités les plus élevées de rorquals communs ont été estimées dans le fossé Moresby (moyenne = 0,03 ± 0,03 baleines/km^2, aire de répartition = 0 – 0,15 baleines/km^2) et dans la sous-région de la grande région de l'entrée Caamano (moyenne = 0,03 ± 0,05 baleines/km^2, aire de répartition = 0 – 0,26 baleines/km^2), où les profondeurs moyennes étaient de 248 ± 85 m

et de 259 ± 124 m, respectivement (figure 2). Le paramètre de lissage pour la pente indiquait que la densité des rorquals communs diminuait lorsque la pente moyenne augmentait (plus raide) de plus de 2 ° environ. Le paramètre de lissage pour la profondeur indiquait que la densité des rorquals communs augmentait avec la hausse des profondeurs moyennes jusqu'à environ 400 m, après quoi elle se stabilisait. Le paramètre de lissage de l'ordonnée MTU indiquait que la densité des rorquals communs augmentait légèrement de la latitude 51 ° à la latitude 52.3 ° (figure 3).

MODÉLISATION DES DÉPLACEMENTS ET DE L'ABONDANCE DES RORQUALS COMMUNS À PARTIR DE L'IDENTIFICATION PHOTOGRAPHIQUE

Au cours de la période 1995-2015, 1 549 événements d'identification photographique de rorquals communs ont été recueillis pour l'ensemble du littoral, ce qui correspond à 681 rorquals communs identifiés dans les eaux de la Colombie-Britannique (tableau 6, figure 4). Pour l'ensemble du littoral, le taux de découverte de nouveaux animaux n'a pas ralenti au cours de la série chronologique, ce qui reflète le grand nombre d'animaux qui n'ont été observés qu'une fois dans les deux régions (504 animaux sur 681) (figures 5 et 6). La plupart des événements d'identification photographique et des identifications uniques de rorquals communs provenaient de la région côtière (485 animaux sur 681) (figure 7). L'effort régional côtier (événements d'identification) était le plus élevé dans la sous-région de la grande région de l'entrée Caamano. Cela est dû à la présence tout au long de l'année de la North Coast Cetacean Society dans cette région ainsi qu'à l'identification photographique ciblée et aux efforts de marquage par satellite au moyen du Programme de recherche sur les cétacés ces dernières années. L'effort était moindre dans l'ouest du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte et dans l'est des sous-régions du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte par rapport à la grande région de l'entrée Caamano, mais un plus grand nombre d'individus y ont été identifiés (tableau 7). Seules deux identifications photographiques ont été obtenues dans la sous-région côtière de l'île de Vancouver. La grande région de l'entrée Caamano est la seule sous-région où le taux de découverte de nouveaux individus a diminué de façon importante durant cette période (figure 8).

Fidélité aux sites et profils de déplacement

Des identifications photographiques ont été comparées entre les régions côtières et les régions extracôtières afin d'étudier les déplacements. Seuls cinq cas de déplacement entre les régions se sont produits pendant la série chronologique (tableau 8). Parmi ces cinq cas, deux étaient des déplacements effectués la même saison. Les trois cas restants étaient des réobservations avec des intervalles de quatre à six ans entre les observations (figure 9). Les identifications photographiques ont également été comparées entre les sous-régions côtières. La plupart des animaux photographiés durant plus d'une année ont été photographiés dans l'est du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte, dans l'ouest du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte et dans les sous-régions de la grande région de l'entrée Caamano, tandis que les réobservations étaient négligeables dans l'entrée Dixon et les sous-régions côtières de l'île de Vancouver (figure 10). Nous avons constaté une fidélité modérée aux sites dans les sous-régions parmi les 173 animaux qui avaient été photographiés pendant plus d'une année. Parmi des animaux, 50,8 % (n = 88) ont été observés dans une seule sous-région au fil des années, tandis que les autres 50,2 % (n = 85) ont été trouvés dans plusieurs sous-régions au fil des années (tableau 9).

Estimation de la survie et de l'abondance des populations

Survie apparente

Une modélisation du marquage-recapture a été effectuée concernant les historiques de capture de 283 individus au cours de six années d'échantillonnage (2009-2014). Le modèle de Cormack-Jolly-Seber (CJS) de type « Temps depuis le marquage » entièrement dépendant du temps convient le mieux (χ^2 = 5,37, DF = 8, p = 0,72). Le modèle classé en premier supposait que la survie apparente variait au fil du temps dans le cas de l'intervalle du temps depuis le marquage initial (sous l'influence des individus en transit), mais qu'elle était constante pour les intervalles subséquents de temps depuis le marquage (tableau 10). On a estimé que la survie apparente correspondait à 94,5 % (IC à 95 % : 58,7 à 99,5). Les probabilités de recapture étaient variables au cours de la série chronologique (figure 11).

Estimation de la population

Le modèle CJS entièrement dépendant du temps a démontré un manque important d'adéquation (^{2} = 31,11, DF = 12, valeur p = 0,002). L'absence d'adéquation était probablement due à la situation transitoire, comme l'indique l'importance du test direct de situation transitoire réalisé avec le programme U-CARE (test statistique = 3,89; niveau p < 0,001). Par conséquent, la médiane ĉ, évaluée à 1,79, a été appliquée aux résultats du modèle POPAN comme critère d'inflation de la variance. Le modèle offrant le meilleur soutien a présumé que la survie apparente était constante et que les probabilités de recapture et les probabilités d'introduction variaient dans le temps (tableau 11). Au total, 405 rorquals communs (coefficient de variation = 0,6; IC à 95 % : 363-469) ont été estimés et représentent la super-population qui est définie comme le nombre total de rorquals communs qui étaient présents dans la zone d'étude et qui pouvaient être capturés à tout moment au cours de la période d'étude, entre 2009 et 2014.

MODÉLISATION DES DÉPLACEMENTS ET DU COMPORTEMENT DES RORQUALS COMMUNS À PARTIR D'ÉTIQUETTES DE REPÉRAGE PAR SATELLITE

Au total, 19 rorquals communs ont été marqués par des capteurs de plateformes de transmission reliés par satellite (7 étiquettes SPLASH10, 12 étiquettes SPOT5) pendant la période de l'étude (2011-2014). Les étiquettes SPOT5 ont recueilli en moyenne 27,6 jours (ÉT [écart-type] ± 17,3; plage = 8,1-60,2 jours) de données de localisation et les étiquettes SPLASH10 ont recueilli en moyenne 11,2 jours (ÉT ± 6,6; plage = 3,5-22,8 jours) de données de localisation et de plongée (tableau 12). Des transmissions par satellite ont été reçues par la plupart des capteurs de plateformes de transmission dans les quatre heures suivant le déploiement, bien que les premières transmissions pour les capteurs de plateformes de transmission 83620, 83622, 132219 et 142546 aient été reçues au moins 226, 10, 18 et 10 heures après le déploiement, respectivement. Cela semble indiquer une mauvaise couverture par satellite pour des parties de la zone d'étude et/ou des problèmes avec le positionnement des étiquettes, de sorte que les étiquettes n'ont pas évacué l'eau à chaque remontée à la surface. En moyenne, 29 % (ÉT ± 16; plage = 1 à 56 %) d'emplacements pour les étiquettes SPOT5 et 18 % (ÉT ± 12; plage = 5-32) d'emplacements pour les étiquettes SPLASH10 avait une qualité comprise entre 1 et 3 (≥ quatre messages, erreur estimée < 1 500 m) (tableau 12) et le reste des emplacements était de moins bonne qualité.

Le positionnement des capteurs de plateformes de transmission était essentiel pour transmettre avec succès des messages et, dans le cas des étiquettes SPLASH10, pour assurer un enregistrement précis des événements de plongée et de remontée à la surface à l'aide du capteur humide-sec. Les étiquettes fixées plus bas sur le flanc d'un animal pourraient ne pas avoir émergé de l'eau à chaque remontée à la surface, le capteur humide-sec continuant alors à

indiquer « humide ». Par conséquent, des événements de remontée à la surface pourraient ne pas avoir été relevés ou des événements de plongée de longue durée pourraient avoir été enregistrés par erreur. C'est pourquoi nous avons exclu toutes les plongées enregistrées par le capteur de plateformes de transmission 137684 (rorqual commun 0184; N = 545), car cette étiquette était positionnée très bas sur le flanc de la baleine et, par conséquent, elle enregistrait de manière erronée plusieurs plongées (N = 19) qui dépassaient la durée limite de plongée aérobie théorique des rorquals communs de 28,6 minutes (Croll *et al.* 2001). Étant donné que Croll *et al.* (2001) ont déterminé que les durées de plongée maximales des rorquals communs sont habituellement beaucoup plus courtes que leur durée limite de plongée aérobie théorique (59 % de la durée limite de plongée aérobie théorique), nous avons également exclu 25 plongées des six autres déploiements d'étiquettes SPLASH10 qui dépassaient 17 minutes (~ 60 % de la durée limite de plongée aérobie théorique), étant donné qu'elles étaient probablement dues au capteur humide-sec qui ne parvenait pas à détecter la fin d'une plongée lorsque l'étiquette demeurait submergée durant certaines remontées à la surface. Une fois que nous avons exclu les plongées enregistrées par le capteur de plateformes de transmission 137684, les plongées dont la durée dépassait 60 % de la durée limite de plongée aérobie théorique et les plongées dont la séparation temporelle était supérieure à une heure depuis l'emplacement du modèle de type état-espace le plus proche. Au total, il restait 8 724 plongées pour effectuer l'analyse. L'inspection visuelle des profils temps-profondeur pendant les 24 premières heures de chaque déploiement de capteurs de plateformes de transmission a révélé l'absence d'anomalies comportementales à la suite de la fixation des étiquettes.

Modélisation des déplacements état-espace

Les modèles de type état-espace avaient quelque peu du mal à faire la distinction entre les deux modes comportementaux. Il existe un certain chevauchement dans la gamme d'autocorrélation de vitesse et de direction (paramètres gamma) entre les deux états comportementaux, en particulier pour 2011 et 2012, mais les valeurs des paramètres concernant l'angle de virage (theta) entre les deux modes comportementaux se distinguent clairement (tableau 13). Compte tenu de la faible proportion de données de localisation de bonne qualité, des durées de déploiement courtes et étant donné que les rorquals communs ne présentaient pas une gamme importante de comportements de déplacement pendant ces déploiements relativement courts (figures 12, 13, 14 et 15), les données sont probablement insuffisantes pour estimer de façon fiable les deux états comportementaux en 2011 et 2012. On a présumé qu'en moyenne, 9 % des emplacements des rorquals communs étaient des lieux de transit, 80 % étaient des ARR et 11 % ont été définis comme incertains (tableau 14). Le modèle de type état-espace prédisait un comportement de type ARR dans la grande région de l'entrée Caamano ainsi que dans les sous-régions du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte (figures 12, 13, 14 et 15). Certains animaux, pour lesquels les durées de déploiement étaient plus longues, présentaient un comportement de transit présumé entre les emplacements d'ARR de la grande région de l'entrée Caamano et ceux dans le détroit d'Hécate et inversement. Par exemple, le rorqual commun 0187 (capteur de plateformes de transmission 132220) manifestait un comportement de type ARR dans les alentours de l'emplacement de marquage dans Squally Channel (côté ouest de l'île Gil) dans la sous-région de la grande région de l'entrée Caamano, se déplaçait vers le sud, puis vers l'ouest, dans le détroit d'Hécate où il présentait un autre comportement de type ARR au large de la côte est de l'île Kunghit (sud de Haida Gwaii) avant de se déplacer vers le nord-est, puis vers le sud-est pour revenir dans la grande région de l'entrée Caamano (figure 14).

Comportement de plongée

Après que les données de plongée ont été filtrées pour supprimer les erreurs potentielles du capteur humide-sec et les plongées qui se produisaient plus d'une heure avant ou après l'emplacement du modèle de type état-espace le plus proche temporellement, il restait, en moyenne, 1 454 plongées (ÉT ± 1 149,5) par déploiement d'étiquettes SPLASH (N = 6; tableau 12). Les résultats du premier modèle GAMM (tableau 15) ont indiqué que les profondeurs de plongée maximales (m) des rorquals communs en quête de nourriture (c.-à-d. plongées associées à des états comportementaux de type ARR) étaient prévisibles en fonction de la durée de plongée (minutes), de la forme de plongée, du moment de la journée (le jour par rapport à la nuit) et de l'emplacement spatial (grande région de l'entrée Caamano par rapport aux sous-régions du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte). Toutes les covariables explicatives étaient importantes ($p < 0,05$) et ont donc été retenues dans le modèle mondial (CIA = 64 214,3, rapport de vraisemblance = -32 096,2, DF = 11) qui surpassait un modèle nul avec une structure d'effets aléatoires équivalente (CIA = 67 848,3, rapport de vraisemblance = -33 920,2, DF = 4). Le modèle lissé de la durée de plongée prédisait une relation non linéaire avec la profondeur de plongée, de sorte que la durée de plongée augmentait de façon linéaire avec la profondeur jusqu'à ce que des durées d'environ 7 minutes soient atteintes, après quoi la relation se stabilisait, puis devenait négative à des durées de plongée d'environ 14 minutes (figure 16). La portion décroissante du modèle lissé (indiquant que les plongées de très longue durée devenaient en réalité moins profondes) pourrait provenir du nombre insuffisant de données relatives à ces plongées de longue durée (seulement 29 plongées > durée de 14 minutes). Cependant, cette portion décroissante du modèle lissé pourrait aussi découler du fait que le commutateur humide-sec ne s'était pas activé pendant certaines durées à la surface, ce qui pourrait avoir entraîné l'enregistrement erroné de plusieurs plongées de courte durée, peu profondes comme une seule plongée de longue durée.

L'un des facteurs déterminants les plus importants de la profondeur de plongée maximale concernant les rorquals communs adoptant un comportement de type ARR était le moment de la journée (-0,365 ± 0,014 e.t., $t = -25,802$, $p < 0,0001$). En moyenne, les rorquals communs marqués ont effectué des plongées beaucoup plus profondes durant la journée (ÉT de 70,1 ± 52,1 m) que durant la nuit (ÉT de 24,9 ± 17,4 m) (figures 17, 18 et 19). Durant la journée, les profondeurs maximales des plongées associées à une ARR suivaient une répartition bimodale, les rorquals communs effectuant des types de plongées peu profondes (< 100 m et habituellement d'une durée d'environ 0 à 5 minutes) et profondes (> 100 m, d'une durée d'environ 5 à 10 minutes) (figure 17). La nuit, les rorquals communs n'apparaissaient que pour effectuer des plongées moins profondes et très peu de plongées dépassant 100 mètres étaient enregistrées durant les périodes d'obscurité (figure 19). Les six individus marqués présentaient des différences similaires en matière de profondeur de plongée en fonction du moment de la journée (figure 18). Les profondeurs de plongée moyennes associées à une ARR entre la grande région de l'entrée Caamano (ÉT de 55,7 ± 49,2 m) et le détroit d'Hécate (ÉT de 58,1 ± 47,9 m) étaient très similaires, même si le modèle GAMM estimait un effet important de sous-région sur la profondeur de plongée maximale (tableau 15). Cet effet important peut être le résultat d'un échantillonnage déséquilibré étant donné que les plongées ont été consignées plus de six fois dans la grande région de l'entrée Caamano comparativement à la région du détroit d'Hécate.

Le deuxième modèle GAMM indiquait, de même, que les durées (en minutes) des plongées des rorquals communs en quête de nourriture étaient prévisibles en fonction de la profondeur (en mètres) de plongée, de la forme de plongée, du moment de la journée et de l'emplacement spatial. Toutes les covariables explicatives de ce modèle GAMM étaient également importantes et ont donc été retenues dans le modèle mondial (CIA = 25 922,8; rapport de

vraisemblance = -12 950,4, DF = 11) qui surpassait aussi son équivalent nul (CIA = 28 939,8; rapport de vraisemblance = -14 465,9; DF = 4). Le modèle lissé pour la profondeur de plongée maximale indiquait une relation non linéaire entre cette covariable et la variable-réponse de la durée de plongée. La profondeur de plongée augmentait de façon linéaire avec la durée, jusqu'à des profondeurs d'environ 100 mètres, moment où la pente de la courbe diminuait, de sorte que la durée des plongées de plus de 100 mètres augmentait à un rythme plus lent (figure 16). Cela est logique, d'un point de vue biologique, si les rorquals communs s'approchent de leurs limites physiologiques avec ces plongées plus profondes et plus longues. Si la relation de profondeur par rapport à la durée pouvait se prolonger davantage, nous prédirions qu'elle se stabiliserait à mesure que les durées de plongée s'approchent de la durée limite de plongée aérobie théorique des rorquals communs (28,6 minutes). La durée de plongée moyenne des rorquals communs en quête de nourriture était quelque peu plus longue durant la journée (ÉT de 4,7 ± 2,9 min.) que durant la nuit (ÉT de 3,4 ± 2,5 minutes), probablement parce que les plongées plus profondes (> 100 m) étaient très fréquentes pendant le jour (figure 18). Les durées de plongée moyennes associées à une ARR étaient similaires entre les régions de la grande région de l'entrée Caamano (ÉT de 4,2 ± 2,8 min.) et du détroit d'Hécate (ÉT de 5,1 ± 3,1), même si le modèle GAMM révélait un effet de région important sur la durée de plongée (tableau 15). Cet effet important pourrait aussi être le résultat d'un échantillonnage déséquilibré entre les deux régions, plutôt que d'une réelle différence régionale dans le comportement de plongée. Les modèles GAMM ont révélé que la forme de plongée était un indicateur important des variables-réponses de la profondeur et de la durée et les plongées et les plongées de forme carrée étaient en moyenne plus longues (ÉT de 5,1 ± 2,8 minutes) et plus profondes (ÉT de 65,9 ± 55,3 minutes) que les plongées en U (3,3 ± 2,4 minutes, 51,6 ± 45,9) ou en V (4,1 ± 2,9 minutes, 43,9 ± 35,4 m) (figure 20).

Les deux modèles GAMM ont affiché une sous-dispersion (c.-à-d. la variabilité observée était plus faible que prévu). Cette sous-dispersion était probablement le résultat d'une corrélation temporelle qui était évidente dans les tracés d'autocorrélation des résidus du modèle (les décalages temporels 1-3 ont montré une corrélation, intervalle de décalage = 2 h).

DISCUSSION

MODÉLISATION DE LA RÉPARTITION ET DE LA DENSITÉ DES RORQUALS COMMUNS

La modélisation de l'habitat est une technique utile qui permet de prédire les densités de rorquals en tant que fonction continue des variables de l'habitat, tout en tenant compte de l'importance des efforts de relevé. Les modèles additifs généralisés (GAM) fournissent un moyen d'intégrer des relations non linéaires entre les covariables environnementales et la densité de rorquals. Les modèles lissés, lorsqu'ils sont représentés, aident à visualiser la relation potentielle entre chaque covariable et l'aire de répartition des rorquals dans la zone d'étude. Le modèle GAM classé aux premiers rangs a produit une répartition prévue qui englobait la répartition de la plupart des observations de rorquals communs effectuées dans la zone d'étude et l'écart en pourcentage (49 %) estimé pour le modèle GAM semble indiquer qu'il convient assez bien (figure 2). La répartition prévue des rorquals communs a souligné l'importance des zones du fossé Moresby et de la grande région de l'entrée Caamano. La répartition modélisée englobait aussi une grande partie des emplacements d'identification photographique (figure 4). Le fossé Moresby a été systématiquement identifié dans d'autres études de modélisation de la répartition des rorquals communs dans le détroit d'Hécate et le détroit de la Reine-Charlotte qui utilisaient des données différentes sur le rorqual commun, mais

des covariables de l'habitat similaires, y compris la profondeur pour modéliser la répartition (Gregr et Trites 2001; Williams et O'Hara 2009; Best *et al.* 2015).

La densité moyenne des rorquals communs prévue par notre modèle, dans toute la zone d'étude, est similaire aux densités déclarées par Zerbini *et al.* (2006), dans le golfe d'Alaska (0,007 rorquals/km^2). Williams et Thomas (2007) ont estimé une densité de 0,03 rorquals/km^2 (coefficient de variation = 0,46) pour une région englobant le détroit d'Hécate, le détroit de la Reine-Charlotte et l'entrée Dixon. Best *et al.* (2015) ont estimé des densités variant de 0,00025 à 0,29 rorquals/km^2. Notre estimation de la densité moyenne, calculée pour toute la zone d'étude et aussi uniquement pour le fossé Moresby et l'entrée Caamano, chevauche ces estimations.

Les densités relatives prévues dans le fossé Moresby et la grande région de l'entrée Caamano étaient les plus élevées dans la zone d'étude, ce qui concordait avec la tendance des observations recueillies lorsque les relevés étaient actifs, mais différait quelque peu des efforts d'identification photographique. Cela est probablement dû au fait que les identifications photographiques étaient recueillies depuis de petits navires déployés à partir du navire hydrographique et qu'elles étaient limitées par l'état de la mer et la météo, ce qui peut contribuer à une répartition plus proche des terres des efforts d'identification photographique de chaque côté de la zone du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte.

La profondeur et la pente sont souvent déclarées en tant que covariables dans les modèles d'aire de répartition du rorqual (Gregr et Trites 2001; Panigada *et al.* 2005; 2008; Williams et O'Hara 2009; Best *et al.* 2015). La profondeur et la pente sont des indicateurs probables des caractéristiques bathymétriques et des processus océanographiques, comme les fossés, les courants, les événements de plongée et de remontée d'eau (Crawford *et al.* 1995) qui peuvent soutenir les proies en raison d'un mélange riche en nutriments et/ou qui ont un effet de rassemblement, créant des concentrations denses de proies qui sont des cibles profitables pour les rorquals communs. Dans notre modèle, la latitude était probablement importante, car les observations de rorquals communs étaient associées au fossé Moresby, une caractéristique dont le signal latitudinal est fort, car il s'étend du sud-ouest au nord-est du détroit d'Hécate. La régularité avec laquelle le fossé Moresby est identifié dans les modèles, même lorsqu'ils sont fondés sur différentes données de répartition du rorqual commun et proviennent de périodes différentes (observations au moyen de relevés le long de transects [2004-2005] [Williams et O'Hara 2009], observations au moyen de relevés le long de transects [2004 à 2008] [Best *et al.* 2015] et données sur la chasse à la baleine [1948-1967] [Gregr et Trites 2001]) laisse entendre que ces processus sont solides, constants et qu'ils soutiennent des concentrations de proies prévisibles et profitables qui attirent les rorquals communs.

MODÉLISATION DES DÉPLACEMENTS ET DE L'ABONDANCE DES RORQUALS COMMUNS À PARTIR DE L'IDENTIFICATION PHOTOGRAPHIQUE

Notre estimation modélisée de l'abondance d'après le marquage et la recapture était fondée sur les données des années durant lesquelles les niveaux d'effort dans la zone d'étude étaient comparativement élevés et réguliers. Les correspondances d'identification photographiques manquées, si elles se produisaient, influeraient négativement sur les estimations de la survie dans le modèle CJS de type « Temps depuis le marquage ». Nous avons réduit au minimum la possibilité de cet effet en utilisant des protocoles stricts pendant le traitement et la comparaison des identifications photographiques. La situation transitoire aurait aussi tendance à influer négativement sur les estimations de la survie (Ramp *et al.* 2014), mais l'application du modèle de type « Temps depuis le marquage » nous a permis de réduire au minimum ce biais. L'estimation obtenue de la survie apparente des rorquals communs dans la région combinant le détroit d'Hécate, le détroit de la Reine-Charlotte et la grande région de l'entrée Caamano

(94,5 %) correspond aux taux de survie estimés pour d'autres populations de rorquals communs et de rorquals bleus fondés sur les analyses des identifications photographiques par marquage-recapture (Ramp *et al.* 2014; Ramp *et al.* 2006). Les estimations de l'abondance peuvent être négativement biaisées s'il existe des preuves de fidélité marquée aux sites, ce qui aurait tendance à exagérer les taux de recapture, infirmant l'hypothèse selon laquelle les animaux ont une probabilité de recapture égale (Rambeau 2008). Notre comparaison des identifications photographiques entre les sous-régions de la région côtière indique seulement une fidélité modérée aux sites des sous-régions et de nombreux déplacements entre les sous-régions, en particulier entre les sous-régions de l'est du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte et de l'ouest du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte. Bien que la fidélité aux sites puisse influer négativement sur l'estimation d'une abondance, la situation transitoire peut ajouter un biais positif à l'estimation d'une abondance (Ramp *et al.* 2014), mais nous en avons tenu compte avec un facteur d'inflation de la variance dans l'estimation du modèle POPAN.

Notre estimation de l'abondance de la super-population par marquage-recapture de 405 rorquals communs (coefficient de variation = 6 %, IC à 95 % : 363-469) représente le nombre d'animaux présents dans le détroit d'Hécate, le détroit de la Reine-Charlotte et la grande région de l'entrée Caamano au cours de la période de 2009 à 2014, même s'ils n'étaient pas tous présents dans la zone d'étude à un moment donné. À l'inverse, les estimations de l'abondance tirées de relevés par transects en ligne sont des estimations du nombre d'animaux présents dans une zone d'étude à un moment particulier. Par exemple, Williams et Thomas (2007) indiquent une abondance estimée à 496 (coefficient de variation :46 %; intervalle de confiance à 95 % : 202-1 218) dans la région (mais en incluant l'entrée Dixon), à partir des relevés par transects en ligne effectués en 2004 et 2005. On peut interpréter ce nombre comme représentant le nombre moyen estimé de rorquals communs présents dans la zone d'étude à tout moment pendant les années des relevés en question. Best *et al.* (2015) indiquent une abondance estimée à 329 rorquals communs dans la même région, avec des intervalles de confiance beaucoup plus étroits (IC à 95 % : 274-395), calculée à l'aide de l'ensemble de données de Williams et Thomas (2007) et les résultats des relevés par transects en ligne de 2006-2008. Les estimations de l'abondance d'après les relevés par marquage-recapture et par transects en ligne ne sont pas directement comparables, car elles mesurent des éléments qui diffèrent légèrement et, dans le cas présent, elles ont été effectuées au cours de périodes différentes (les relevés par transects en ligne ont été effectués de 2004 à 2008, tandis que les échantillons de marquage-recapture ont été prélevés de 2009 à 2015). Toutes deux suggèrent néanmoins qu'en moyenne, pendant une année de transects en ligne, une grande partie de la super-population occupait le détroit d'Hécate, le bassin de la Reine-Charlotte et la grande région de l'entrée Caamano (Calambokidis *et al.* 2004).

MODÉLISATION DES DÉPLACEMENTS DES RORQUALS COMMUNS À PARTIR D'ÉTIQUETTES DE REPÉRAGE PAR SATELLITE

Bien que l'analyse des identifications photographiques offre un aperçu des déplacements à grande échelle, la modélisation état-espace des données sur les déplacements reçues au moyen d'étiquettes déployées sur des rorquals communs individuels fournit des renseignements à une échelle plus fine concernant les déplacements et le comportement du rorqual commun. Aucun des animaux marqués n'a quitté les sous-régions côtières comprenant le détroit d'Hécate, le détroit de la Reine-Charlotte et la grande région de l'entrée Caamano pendant la période de transmission de leurs étiquettes (figure 1). Le modèle de type état-espace a prédit que les rorquals communs adoptaient un comportement de type ARR (quête de nourriture présumée) dans les eaux de la grande région de l'entrée Caamano et dans les eaux libres du détroit d'Hécate. Le plus grand nombre de plongées associées aux emplacements du

modèle de type état-espace et de type ARR enregistrées dans la grande région de l'entrée Caamano comparativement au détroit d'Hécate provenait très vraisemblablement du fait que les étiquettes étaient d'abord déployées sur des rorquals dans la grande région de l'entrée Caamano. Les trois étiquettes SPLASH10 dont les durées de déploiement sont les plus longues ont néanmoins permis de constater que des rorquals communs marqués se déplaçaient de la grande région de l'entrée Caamano au détroit d'Hécate et qu'ils adoptaient un comportement davantage de type ARR à l'extérieur de l'entrée. Des durées de déploiement plus longues seront nécessaires pour fournir de l'information supplémentaire sur les déplacements des rorquals communs dans le détroit d'Hécate et pour approfondir l'étude sur la possibilité de déplacements à partir des emplacements de déploiement d'étiquettes vers d'autres régions. Cependant, le comportement de type ARR intense et prolongé dans la grande région de l'entrée Caamano et le comportement de plongée connexe semblent indiquer que cette zone est un lieu d'alimentation important pour les rorquals communs en Colombie-Britannique. Le détroit d'Hécate est aussi probablement un lieu d'alimentation important. Cependant, des déploiements d'étiquettes de durée plus longue sont nécessaires pour continuer à déterminer les zones du détroit qui sont utilisées le plus souvent par les rorquals communs en quête de nourriture. Bien que les durées de déploiement courtes des étiquettes et la faible proportion de localisations de qualité supérieure du système de positionnement Argos aient présenté un défi analytique, les tendances générales des déplacements entre la grande région de l'entrée Caamano et le détroit d'Hécate révélées par le modèle de type état-espace correspondent aux zones d'habitat important identifiées dans la modélisation des relevés par bateau et les analyses des identifications photographiques par marquage et recapture.

MODÉLISATION DU COMPORTEMENT DE PLONGÉE DU RORQUAL COMMUN

Les profondeurs de plongée associées à une ARR étaient probablement plus importantes le jour que la nuit en raison des habitudes de migration verticale diurne des proies planctoniques (principalement des euphausiacés; Ford 2014) des rorquals communs. Le regroupement du zooplancton en profondeur le jour est une stratégie pour éviter les prédateurs visuels (p. ex., poissons planctonivores), mais il migre vers la surface au crépuscule pour se nourrir (Croxall *et al.* 1985, Hays 2003). La variation cyclique dans la répartition verticale des proies planctoniques donne lieu à des plongées plus profondes le jour par les cétacés à fanons en quête de nourriture, la profondeur des plongées diminuant à mesure que l'obscurité augmente (Croll *et al.* 1998, Oleson *et al.* 2007, Calambokidis *et al.* 2008b, Nowacek *et al.* 2011). La migration verticale diurne du zooplancton explique également la relation que nous avons constatée entre la forme, la durée et la profondeur maximale des plongées. Les plongées de forme carrée sont caractérisées par une durée de plongée plus longue (> 50 % de la durée de plongée totale) que les plongées en U (20 à 50 %) ou en V (≤ 20 %). Par conséquent, les rorquals communs augmentent leur durée de plongée relative pendant les plongées de forme carrée, ce qui est probablement une stratégie pour maximiser le temps durant lequel ils se nourrissent dans la couche diffusante profonde où les regroupements de zooplancton sont les plus denses et l'alimentation par basculement est la plus profitable. Les plongées de forme carrée ont représenté une proportion légèrement plus élevée du comportement global de plongée associé à une ARR le jour (45,7 %) et adopté par les rorquals communs, comparativement à 38,5 % des plongées effectuées la nuit.

MOT DE LA FIN

À l'aide de trois approches d'étude et de quatre analyses quantitatives, nous avons été en mesure d'étudier la répartition, les déplacements, l'abondance et le comportement du rorqual commun à différentes échelles temporelles et spatiales en Colombie-Britannique. Le modèle de répartition des rorquals communs a offert un aperçu de la répartition du rorqual dans le détroit

d'Hécate, le détroit de la Reine-Charlotte et la grande région de l'entrée Caamano qui mettent en évidence des zones de densités prévues élevées. Les données de l'identification photographique ont donné des indices sur les déplacements et la fidélité aux sites et il semble qu'il existe peu de déplacements ou d'échanges entre les régions côtières et extracôtières, bien que la plupart des identifications photographiques aient été obtenues dans la région côtière. Même s'il existait un déséquilibre dans les efforts d'identification photographique entre les deux régions, les études acoustiques ont révélé qu'il y a deux variantes distinctes du chant du rorqual commun (type 1 et type 2) dans le Pacifique Nord-est (Koot 2015), ce qui pourrait expliquer l'absence apparente de déplacement. En Colombie-Britannique, le chant de type 2 a été enregistré sur des enregistreurs acoustiques à distance sur toute la côte de la Colombie-Britannique, à partir de bras de mer abrités et en bordure de la plate-forme continentale, mais aussi au large du mont sous-marin Bowie. Le chant de type 1, en revanche, n'a été entendu qu'au large et près de la rupture du plateau. Cela semble indiquer qu'il pourrait exister deux populations : l'une présente principalement dans les eaux côtières et l'autre qui est répartie au large des côtes (Koot 2015).

Dans la région côtière, les données d'identification photographique ont aussi révélé qu'il n'existait qu'une fidélité modérée aux sites, ce qui laisse entendre que les rorquals communs se déplacent dans l'ensemble de la région côtière, possiblement à la recherche d'occasions d'alimentation profitables. Compte tenu de leur grande taille et des coûts énergétiques liés à l'alimentation par basculement, il semble probable que les rorquals communs consacrent beaucoup de temps à la recherche de fortes concentrations de proies (c.-à-d. profitables sur le plan énergétique). Les résultats de la modélisation état-espace ont montré que les rorquals communs individuels adoptaient des comportements de type ARR, ce qui pourrait représenter un comportement de recherche de nourriture, de façon intensive dans certaines zones. Le comportement de type ARR survenait dans des endroits qui correspondaient à des zones géographiques dans lesquelles le modèle de répartition GAM prévoyait des densités relativement élevées de rorquals communs. Les comportements de plongée au cours des périodes correspondant à un comportement de type ARR pour les rorquals communs individuels présentaient des différences distinctes dans la durée et la profondeur des plongées associées au moment de la journée, ce qui porte à croire que les rorquals communs étaient occupés à se nourrir pendant ces périodes et ciblaient probablement des concentrations de proies de zooplancton.

Analyse future

Nous prévoyons adapter les suivis télémétriques par satellite sous la forme d'un modèle hiérarchique unique pour toutes les années afin de possiblement contribuer à améliorer les estimations des paramètres du modèle de type état-espace. Les recherches futures pourraient aussi inclure la conduite d'analyses spatiales à l'aide d'emplacements d'ARR générés par le modèle de type état-espace afin de déterminer des relations possibles entre des caractéristiques environnementales et l'habitat d'alimentation du rorqual commun. Les recherches futures pourraient aussi impliquer d'étendre la modélisation de la répartition des rorquals communs afin d'intégrer les observations et les efforts découlant de l'identification photographique et pour intégrer un plus grand nombre de relevés par bateau afin de modéliser la répartition dans les autres régions de la zone d'étude.

REMERCIEMENTS

Nous remercions tous les observateurs, chercheurs et collaborateurs qui ont consacré des heures d'observation sur le terrain, effectué des identifications photographiques, apporté un soutien logistique sur le terrain et leur aide relativement au traitement des données. Nous remercions en particulier les personnes suivantes : M. Baker, M. Boogaards, J. Calambokidis, G. Ellis, B. Falconer, M. Fournier, B. Gisborne, le personnel de recherche de la Première nation des Gitga'at, K. Hansen, S. Hutchings, D. Jodrell, E. Keen, E. Keppel, S. Kirkvold, S. Majewski, M. Malleson, I. McAllister, C. McMillan, R. McPhie, B. Patterson, A. Rambeau, E. Rechsteiner, R. Reidy, V. Shore N. Sinclair, R. Williams J. Wray. Nous remercions C. Schwarz et A. Roberts pour l'orientation analytique fournie. Le financement a été assuré principalement par le MPO (la LEP).

RÉFÉRENCES

Acevedo-Gutierrez A., Croll, D.A., Tershy, B.R. 2002. High feeding costs limit dive time in the largest whales. J. Exp. Biol. 205(12): 1747-53.

Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Int. Symp. Inf. theory, 267-281.

Amstrup, S.C., McDonald, T.L., Manly, B.F.J. (éd.). 2005. Handbook of Capture-Recapture Analysis. Princeton University Press.

Andrews, R.D., Pitman, R.L., Ballance, L.T. 2008. Satellite tracking reveals distinct movement patterns for Type B and Type C killer whales in the southern Ross Sea, Antarctica. Polar Biol. 31: 1461-1468.

Bailey, H., Mate, B.R., Palacios, D.M., Irvine, L., Bograd, S.J., Costa, D.P. 2009. Behavioural estimation of blue whale movements in the Northeast Pacific from state-space model analysis of satellite tracks. Endanger. Species Res. 10: 93-106.

Best, B.D., Fox, C.H., Williams, R., Halpin, P.N., Paquet, P.C. 2015. Updated marine mammal distribution and abundance estimates in British Columbia. J. Cetacean Res. Manage. 15: 9-26.

Beyer, H.L. 2012. Geospatial Modelling Environment. Version 0.7.3. (Consulté le 2 novembre 2016).

Bigg, M.A., Olesiuk, P.F. Ellis, G.M., Ford, J.K.B., Balcomb III, J.K.B. 1990. Social organization and genealogy of resident killer whales (*Orcinus orca*) in the coastal waters of British Columbia and Washington State. Rep. Int. Whal. Commn. Special Issue 12: 383-405.

Burnham, K.P., Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer Science & Business Media.

Calambokidis, J., Barlow, J. 2004. Abundance of blue and humpback whales in the eastern North Pacific estimated by capture-recapture and line-transect methods. Mar. Mammal Sci. 20: 63-85.

Calambokidis, J., Falcone, E.A., Quinn, T.J., Burdin, A.M., Clapham, P.J., Ford, J.K.B., Gabriele, C.M., LeDuc, R., Mattila, D., Rojas-Bracho, L., Straley, J.M., Taylor, B.L., Urbán R., J., Weller, D., Witteveen, B.H., Yamaguchi, M., Bendlin, A., Camacho, D., Flynn, K., Havron, A., Huggins, J., and Maloney, N. 2008a. SPLASH: Structure of Populations, Levels of Abundance and Status of Humpback Whales in the North Pacific. Final Report Final report for NOAA Contract AB133F-03-RP-00078 Cascadia Research Collective, Olympia, WA.

Calambokidis, J., Schorr, G.S., Steiger, G.H., Francis, J., Bakhtiari, M., Marshall, G., Oleson, E.M., Gendron, D., Robertson, K. 2008b. Insights into the underwater diving, feeding and calling behavior of blue whales from a suction-cup-attached video-imaging tag (Crittercam). Mar. Technol. Soc. J. 41: 19-29.

Calambokidis, J., Barlow, J., Ford, J.K.B., Chandler, T.E., Douglas, A.B. 2009. Insights into the population structure of blue whales in the eastern North Pacific from recent sightings and photographic identification. Mar. Mammal Sci. 25: 816-832.

Choquet, R., Lebreton, J.D., Gimenez, O., Reboulet, A.M., Pradel, R. 2009. U-CARE: Utilities for performing goodness of fit tests and manipulating CApture-REcapture data. Ecography (Cop.). 32: 1071-1074.

Choquet, R., Reboulet, A., Lebreton, J.-D., Gimenez, O., Pradel, R., Route De, M., Montpellier, Cedex. 2005. U-CARE 2.2 User's Manual.

Cooch, E., White, G. 2002. Program MARK " A Gentle Introduction " 14th Edition 310.

Cormack, R.M. 1964. Estimates of Survival from the Sighting of Marked Animals. Biometrika 51: pp. 429-438.

COSEPAC. 2005. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual commun *Balaenoptera physalus* au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 43 p. (Consulté le 2 novembre 2016).

Crawford, W.R., Woodward, M.J., Foreman, M.G.G., Thomson, R.E. 1995. Oceanographic features of Queen Charlotte Sound and Hecate Strait in summer. Atmos.-Ocean 33(4): 639-681.

Croll, D.A., Tershy, B.R., Hewitt, R.P., Demer, D.A., Fiedler, P.C., Smith, S.E., Armstrong, W., Popp, J.M., Kiekhefer, T., Lopez, V.R., Urban, J., Gendron, D. 1998. An integrated approach to the foraging ecology of marine birds and mammals. Deep-Sea Res. II 45: 1353-1371.

Croll, D.A., Acevedo-Gutierrez, A., Tershy, B.R., Urbán-Ramierz, J. 2001. The diving behavior of blue and fin whales: Is diving duration shorter than expected based on oxygen stores. Comp. Biochem. Physiol. 129: 797-809.

Croxall, J.P., Everson, I., Kooyman, G.L., Ricketts, C., Davis, R.W. 1985. Fur seal diving behavior in relation to krill vertical distribution. J. Anim. Ecol. 54: 1-8.

Dalla Rosa, L., Ford, J.K.B., Trites, A.W. 2012. Distribution and relative abundance of humpback whales in relation to environmental variables in coastal British Columbia and adjacent waters. Cont. Shelf Res. 36: 89-104.

Doniol-Valcroze, T., Berteaux, D., Larouche, P., Sears, R. 2007. Influence of thermal fronts on habitat selection by four rorqual whale species in the Gulf of St. Lawrence. Mar. Ecol. Prog. Ser. 335: 207-216.

ESRI. 2014. ArcGIS Desktop: Education Edition. Version 10.2. Environmental Systems Research Institute (ESRI), Redlands, CA.

Falcone, E., Diehl, B., Douglas, A., Calambokidis, J. 2011. Photo-identiication of fin whales (*Balaeanoptera physalus*) along the US west coast, Baja California, and Canada. CAscadia Research Collective, Olympia, WA. Final report for order# JF13F09SE516, 20 pp.

Ford, J.K.B. 2014. Marine Mammals of British Columbia. Royal BC Museum Handbook. Royal British Columbia Museum: Victoria, BC. 460 p.

Ford, J.K.B., Abernethy, R.M., Phillips, A.V., Calambokidis, J., Ellis, G.M., Nichol, L.M. 2010. Distribution and relative abundance of cetaceans in western Canadian waters from ship surveys, 2002-2008. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2913: v + 51 p.

Goldbogen, J.A., Pyenson, N.D., Shadwick R.E. 2007. Big gulps require high drag for fin whale lunge feeding. Mar. Ecol. Prog. Ser. 349: 289-301.

Goldbogen, J.A., Calambokidis, J., Shadwick, R.E., Oleson, E.M., Mcdonald, M.A., Hildebrand, J.A. 2006. Kinematics of foraging dives and lunge-feeding in fin whales. J. Exp. Biol. 209: 1231-1244.

Gregr, E.J., Trites, A.W. 2001. Predictions of critical habitat for five whale species in the waters of coastal British Columbia. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 1265-1285.

Gregr, E.J., Calambokidis, J., Convey, L., Ford, J.K.B., Perry, R.I., Spaven, L., Zacharias, M. 2006. Programme de rétablissement pour le rorqual bleu, le rorqual commun et le rorqual boréal (*Balaenoptera musculus*, *B. physalus*, et *B. borealis*) dans les eaux canadiennes du Pacifique. Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Vancouver : Pêches et Océans Canada. vii + 63 p.

Gregr, E.J., Nichol, L., Ford, J.K.B., Ellis, G., Trites, A.W. 2000. Migration and population structure of northeastern Pacific whales off coastal British Columbia: An analysis of commercial whaling records from 1908-1967. Mar. Mammal Sci. 16(4): 699-727.

Grueber, C.E., Nakagawa, S., Laws, R.J., Jamieson, I.G. 2011. Multimodel inference in ecology and evolution: Challenges and solutions. J. Evol. Biol. 24: 699-711.

Hays, G.C. 2003. A review of the adaptive significance and ecosystem consequences of zooplankton diel vertical migrations. Hydrobiologia 503: 163-170. *In* Migrations and Dispersal of Marine Organisms, M. B. Jones, A. Ingólfsson, E. Ólafsson, G. V. Helgason, K. Gunnarsson and J Svavarsson (eds.).

Hurvich, C.M., Tsai, C.-L. 1989. Regression and time series model selection in small samples. Biometrika 76: 297-307.

Jolly, G.M. 1965. Explicit Estimates from Capture-Recapture Data with Both Death and Immigration-Stochastic Model. Biometrika 52: pp. 225–247.

Jonsen, I.D. 2014. bsam: Fit Bayesian state-space models to Argos satellite tracking data. R package. (Consulté le 2 novembre 2016).

Jonsen, I.D., Flemming, J.M., Myers, R.A. 2005. Robust state-space modeling of animal movement data. Ecology 86(11): 2874-2880.

Kim, Y.J., Gu, C. 2004. Smoothing spline Gaussian regression: more scalable computation via efficient approximation. J. R. Stat. Soc., Ser. B 66: 337-356.

Koot, B. 2015. Winter behaviour and population structure of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in British Columbia inferred from passive acoustic data. M.Sc. thesis, University of British Columbia, BC. 111 pp.

Laake, J.L. 2013. RMark: An R Interface for Analysis of Capture-Recapture Data with MARK. AFSC Processed Rep. 2013-01. AFSC Process. Rep. 2013-01, 25.

Laidre, K.L., Heide-Jorgensen, M.P., Heagerty, P., Cossio, A., Berdström, Simon, M. 2010. Spatial associations between large baleen whales and their prey in West Greenland. Mar. Ecol. Prog. Ser. 402: 269-284.

Lebreton, A.J., Burnham, K.P., Clobert, J., David, R., Monographs, S.E., Mar, N. 1992. Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals : A Unified Approach with Case Studies Published by : Ecological Society of America. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals : a unified approach 62, 67-118.

Lopez, R., Malardé, J.P. 2011. Improving ARGOS Doppler location using Kalman filtering. CLS-DT-MEMO-11-65. 14 p.

Macdonald, R.W., Bornhold, B.D., Webster, I. 1983. The Kitimat fjord system: An introduction. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 18: 2-13.

Mizroch, S.A., Rice, D.W., Zwiefelhofer, D., Waite, J., Perryman, W.L. 2009. Distribution and movements of fin whales in the North Pacific Ocean. Mammal Rev. 39(3): 193-227.

Nowacek, D.P., Friedlaender, A.S., Halpin, P.N., Hazen, E.L. Johnston, D.W., Read, A.J., Espinasse, B., Zhou, M., Zhu, Y. 2011. Super-aggregations of krill and humpback whales in Wilhemina Bay, Antarctic Peninsula. PLoS ONE 6(4): e19173.

Oleson, E.M., Calambokidis, J., Burgess, W.C., McDonald, M.A., LeDuc, C.A., Hildebrand, J.A. 2007. Behavioral context of call production by eastern North Pacific blue whales. Mar. Ecol. Prog. Ser. 330: 269-284.

Panigada, S., Sciara, G.N., Panigada, M.J., Airoldi, S., Borsani, J.F., Jahoda, M. 2005. Fin whales (*Balaenoptera physalus*) summering in the Ligurian Sea: distribution, encounter rate, mean group size and relation to physiographic variables. J. Cetacean Res. Manage. 7(2): 137-145.

Panigada, S., Zanardelli, M., Mackenzie, M., Donovan, C., Melin, F., Hammond, P.S. 2008. Modelling habitat preferences for fin whales and striped dolphins in the Pelagos Sanctuary (Western Mediterranean Sea) with physiographic and remote sensing variables. Remote Sens. Environ. 112: 3400-3412.

Pelletier, G. n.d. Models for Total Maximum Daily Load Studies. Washington State Department of Ecology, Washington, USA. (Consulté le 2 novembre 2016).

Pike, G.C., MacAskie, I.B. 1969. Marine Mammals of British Columbia. Bulletin 171, Fish. Res. Bd. Can., Ottawa, 55 pp.

Plummer, M. 2003. JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs samplin. *In* Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing, Vienna, Austria.

Pradel, R., Hines, J.E., Lebreton, J.D., Nichols, J.D. 1997. Capture-Recapture Survival Models Taking Account of Transients. Biometrics 53: 60-72.

R Development Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (Consulté le 2 novembre 2016).

Rambeau, A.L. 2008. Determining abundance and stock structure for a widespread migratory animals: the case of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in British Columbia, Canada. MSc thesis, Department of Zoology, University of British Columbia, Vancouver, BC, Canada.

Ramp, C., Delarue, J., Bérubé, M., Hammond, P.S., Sears, R. 2014. Fin whale survival and abundance in the Gulf of St. Lawrence, Canada. Endanger. Species Res. 23: 125-132.

Ramp, C., Bérubé, M., Hagen, W., Sears, R. 2006. Survival of adult blue whales Balaenoptera musculus in the Gulf of St. Lawrence, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 319: 287-295.

Schwarz, C.J., Arnason, A.N. 1996. A General Methodology for the Analysis of Capture-Recapture Experiments in Open Populations. Biometrics 52: 860-873.

Seber, G.A.F. 1965. A Note on the Multiple-Recapture Census. Biometrika 52: 249-259.

Turchin, P. 1991. Translating foraging movements in heterogeneous environments into the spatial distribution of foragers. Ecology 72: 1253-1266.

White, G.C., Burnham, K.P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. Bird Study 46: S120-S139.

Williams, R., O'Hara, P. 2009. Modelling ship strike risk to fin, humpback and killer whales in British Columbia, Canada. J. Cetacean. Res. Manage. 11: 1-10.

Williams, R., Thomas, L. 2007. Distribution and abundance of marine mammals in the coastal waters of British Columbia, Canada. J. Cetacean Res. Manage. 9(1): 15-28.

Wood, S., Scheipl, F. 2014. gamm4: Generalized additive mixed models using mgcv and lme4. R package version 0.2-3. (Consulté le 2 novembre 2016).

Wood, S.N. 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. J. R. Stat. Soc., Ser. B 73: 3-36.

Wood, S.N. 2006. Generalized Additive Models: An Introduction with R. Chapman & Hall/CRC.

Wood, S.N. 2004. Stable and efficient multiple smoothing parameter estimation for generalized additive models. J. Am. Stat. Assoc. 99: 673-686.

Zerbini, A.N., Waite, J.M., Laake, J.L., Wade, P.R. 2006. Abundance, trends and distribution of baleen whales off Western Alaska and the central Aleutian Islands. Deep-Sea Res. I 53: 1172-1790.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. Methods Ecol. Evol. 1: 3-14.

Zuur, A.F. 2012. A beginner's guide to generalized additive models with R. Highland Statistics Limited.

TABLEAUX

Tableau 1. Description des covariables de l'habitat utilisées dans le modèle de répartition des rorquals communs.

Covariables	Description
Profondeur	Profondeur moyenne (m) dans la cellule de grille
Pente	pente moyenne (°) dans la cellule de grille
X	Coordonnées MTU des abscisses au centre de la cellule de grille (~ longitude)
Y	Coordonnées MTU des ordonnées au centre de la cellule de grille (latitude)
effort	Total des km^2 de l'effort de relevé dans la cellule de grille

Tableau 2. Relevés utilisés dans le modèle de répartition des rorquals communs dans le détroit d'Hécate et le détroit de la Reine-Charlotte.

Relevé	Année	Saison	Dates
CRP02_01	2002	printemps	Du 28 mai au 10 juin
CRP02_02	2002	été	Du 1er août au 7 août
CRP03_01	2003	printemps	Du 22 mai au 7 juin
CRP03_02	2003	été	Du 2 août au 8 août
CRP03_03	2003	été	Du 20 août au 2 sept.
CRP03_04	2003	été	Du 31 août au 14 sept.
CRP03_05	2003	été	Du 29 août au 5 sept.
CRP04_01	2004	hiver	Du 12 févr. au 29 févr.
CRP04_02	2004	printemps	Du 11 mai au 22 mai
CRP04_03	2004	été	Du 13 août au 18 août
CRP04_04	2004	automne	Du 13 oct. au 21 oct.
CRP05_01	2005	printemps	Du 9 mai au 22 mai
CRP05_02	2005	été	Du 21 août au 28 août
CRP06_01	2006	hiver	Du 3 janv. au 26 janv.
CRP06_03	2006	été	Du 6 août au 13 août
CRP06_04	2006	automne	Du 21 oct. au 29 oct.
CRP07_02	2007	printemps	Du 25 avr. au 11 mai
CRP07_03	2007	été	Du 3 août au 12 août
CRP07_04	2007	automne	Du 5 oct. au 17 oct.
CRP08_01	2008	hiver	Du 4 mars au 17 mars
CRP08_02	2008	printemps	Du 5 mai au 19 mai
CRP08_03	2008	été	Du 13 août au 22 août
CRP09_01	2009	hiver	Du 24 févr. au 9 mars
CRP09_02	2009	été	Du 8 juil. au 20 juil.
CRP09_03	2009	été	Du 25 juil. au 31 juil.
CRP09_04	2009	été	Du 31 juil. au 7 août
CRP09_05	2009	été	Du 8 août au 12 août
CRP10_01	2010	été	Du 11 juil. au 19 juil.
CRP10_02	2010	été	Du 3 août au 13 août
CRP11_01	2011	été	Du 21 juil. au 29 juil.
CRP11_02	2011	été	Du 3 août au 13 août
CRP12_02	2012	hiver	Du 10 mars au 19 mars
CRP13_01	2013	hiver	Du 28 févr. au 12 mars

Relevé	Année	Saison	Dates
CRP13_02	2013	été	Du 10 juil. au 22 juil.
CRP14_01	2014	hiver	Du 14 mars au 26 mars
CRP14_04	2014	été	Du 8 juil. au 21 juil.
CRP14_07	2014	automne	Du 6 août au 11 août

Tableau 3. Résumé de l'ensemble de données relatif au détroit d'Hécate et au détroit de la Reine-Charlotte.

Zone d'étude	Superficie (km^2)	Effort (km^2)	N[bre] de relevés	N[bre] d'observations	N[bre] de rorquals	Profondeur (m)	Pente (°)
Détroit d'Hécate – détroit de la Reine-Charlotte	56 301	555 173	37	266	464	6 – 1 221	0,03 - 22

Tableau 4. Modèles proposés pour prédire les densités de rorquals communs dans le détroit d'Hécate et le détroit de la Reine-Charlotte (Colombie-Britannique) (2002-2014). Tous les modèles incluaient la variable de décalage de la zone des efforts regroupés consignée (km^2) par cellule de grille. W_i indique les pondérations des modèles, le modèle le mieux classé étant désigné par une étoile (*).

Modèles GAM proposés	AIC	ΔAIC	W_i
$N \sim s(Northing_utm) + s(\sqrt{slope}) + s(\sqrt{depth})$	1600,96	0	1
$N \sim s(Northing_utm) + s(\sqrt{depth})$	1645,51	44,55	0
$N \sim s(\sqrt{depth})$	1678,67	77,71	0
$N \sim 1$	1852,97	252,01	0

Tableau 5. Résultats de modèle GAM binomial négatif (fonction de lien logarithmique) du modèle le mieux classé pour le dénombrement de rorquals communs (N = 266 observations, 464 individus; « rorqual commun » et « individus ressemblant à un rorqual commun ») sur une zone d'étude quadrillée de 25 km^2 du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte, avec relations significatives indiquées par une étoile (*).

Coefficients paramétriques	Estimation	erreur-	valeur z	valeur *p*
Interception	-8,7553	0,2183	-40,11	< 0,001***
Importance approx. des variables de lissage	**ddl**	**DF de réf.**	**Khi.carré**	**valeur *p***
s(Y_mtu)	2,979	3,764	45,38	< 0,001***
s(racine carrée.profondeur)	5,171	6,541	153,37	< 0,001***
s(racine carrée.pente)	3,431	4,338	38,87	< 0,001***
Racine carrée (ajustée)	0,11	-	-	-
-Note du maximum de vraisemblance restreint	802,66	-	-	-
-Écart expliqué	49 %	-	-	-
AIC	1600,96	-	-	-

Tableau 6. Effort et nombre de rorquals communs individuels photographiés chaque année sur l'ensemble du littoral et par région (1995-2015). L'effort est déclaré comme le nombre d'événements d'identification, le nombre d'individus photographiés est déclaré comme le nombre d'identifications uniques.

Année	Ensemble du littoral		Régions côtières		Régions extracôtières	
	N° d'identif. Événements	N° d'identif. unique	N° d'identif. Événements	N° d'identif. unique	N° d'identif. Événements	N° d'identif. unique
1995	1	1	1	1	-	-
1996	-	-	-	-	-	-
1997	-	-	-	-	-	-
1998	-	-	-	-	-	-
1999	-	-	-	-	-	-
2000	1	1	1	1	-	-
2001	-	-	-	0	-	-
2002	2	2	2	2	-	-
2003	-	-	-	0	-	-
2004	3	3	3	3	-	-
2005	5	5	5	5	-	-
2006	24	23	24	23	-	-
2007	36	29	33	26	3	3
2008	7	7	6	6	1	1
2009	15	14	15	14	-	-
2010	57	41	57	41	-	-
2011	108	68	104	64	4	4
2012	231	150	217	136	14	14
2013	362	203	341	183	21	21
2014	322	180	229	88	93	92
2015	375	270	301	201	74	70
TOTAL	1 549	997	1 339	794	210	205

Tableau 7. Effort et nombre d'individus photographiés chaque année par sous-région côtière (1995-2015). L'effort est déclaré comme le nombre d'événements d'identification, le nombre d'individus photographiés est déclaré comme le nombre d'identifications uniques.

	Entrée Dixon		Ouest du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte		Est du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte		Grande région de l'entrée Caamano	
ANNÉE	N° d'identif. d'événements	N° d'identif. unique	N° d'identif. Événements	N° d'identif. unique	N° d'identif. Événements	N° d'identif. unique	N° d'identif. Événements	N° d'identif. unique
1995	1	1	-	-	-	-	-	-
1996	-	-	-	-	-	-	-	-
1997	-	-	-	-	-	-	-	-
1998	-	-	-	-	-	-	-	-
1999	-	-	-	-	-	-	-	-
2000	-	-	1	1	-	-	-	-
2001	-	-	-	-	-	-	-	-
2002	-	-	2	2	-	-	-	-
2003	-	-	-	-	-	-	-	-
2004	-	-	3	3	-	-	-	-
2005	1	1	4	4	-	-	-	-
2006	2	2	18	17	-	-	4	4
2007	9	8	20	14	-	-	4	4
2008	3	3	1	1	1	1	1	1
2009	-	-	-	-	-	-	15	14
2010	6	6	8	8	21	21	22	7
2011	30	26	21	19	1	1	50	18
2012	34	30	77	55	40	35	63	23
2013	11	11	55	43	114	99	161	43
2014	5	5	5	5	48	47	171	33
2015	1	1	126	95	99	87	73	28
TOTAL	103	94	341	267	324	291	564	175

Tableau 8. Dénombrements sommaires de rorquals communs individuels qui ont été observés dans les régions côtières ou extracôtières (sur la diagonale) ou dans les deux régions (à droite de la diagonale). Les dénombrements inscrits en noir représentent les totaux comprenant tous les animaux observés pendant la période d'étude (n = 681); cela comprend les animaux qui n'ont pas été de nouveau observés. Les dénombrements inscrits en rouge représentent les totaux des animaux photographiés pendant plus d'un an (n = 177).

-	Régions côtières	Régions extracôtières
Régions côtières	**480 *(70,5 %)*** *170 (96,0 %)*	5 (0,7 %) 3 (1,7 %)
Régions extracôtières	-	**196 *(28,8 %)*** *4 (2,3 %)*

Tableau 9. Dénombrements sommaires de rorquals communs individuels, dans la région côtière, qui ont été observés dans seulement une sous-région (sur la diagonale) ou dans deux sous-régions (à droite de la diagonale). Les dénombrements sont les animaux photographiés pendant plus d'un an (n = 173). La somme totale de ce tableau dépasse le nombre d'individus uniques, car certains individus ont été observés dans plus de deux sous-zones.

	Entrée Dixon	Ouest du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte	Est du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte	Grande région de l'entrée Caamano	Côtes de l'île de Vancouver
Entrée Dixon	9 (5,2 %)	10 (5,8 %)	6 (3,5 %)	3 (1,7 %)	0 (0 %)
Ouest du détroit d'Hécate	-	37 (21,4 %)	35 (20,2 %)	9 (5,2 %)	0 (%)
Est du détroit d'Hécate	-	-	29 (16,8 %)	38 (22,0 %)	2 (1,2 %)
Grande région de l'entrée Caamano	-	-	-	13 (7,5 %)	0 (%)
Côtes de l'île de Vancouver	-	-	-	-	0 (%)

Tableau 10. Modèles Cormack Jolly Seber proposés pour estimer la survie apparente. Le modèle le mieux classé est signalé par #. Les paramètres des modèles comprenaient la survie apparente (ϕ) et la probabilité de recapture (p). Les paramètres ont été modélisés pour être constants (*) ou pour varier au fil du temps (t). La notation ϕ (x /x) indique les paramètres du modèle distincts pour chaque ensemble (groupe) d'estimations de temps depuis le marquage : l'ensemble initial sous l'influence de la situation transitoire et le second ensemble correspondant aux estimations d'intérêt.

Modèle	Paramètres	AIC	ΔAIC	Pondération	Écart
$\phi(t/*)p(t)$	11	588,98	0,00	0,92#	58,68
$\phi(*/*)p(t)$	7	594,42	5,43	0,06	72,56
$\phi(t/t)p(t)$	15	596,85	7,87	0,02	57,92
$\phi(*/t)p(t)$	10	600,58	11,6	0,00	72,41

Tableau 11. Modèles POPAN proposés pour estimer l'abondance. Le modèle le mieux classé est signalé par #. Les paramètres des modèles comprenaient la survie apparente (ϕ), la probabilité de recapture (p) et la probabilité d'introduction (pent). Les paramètres de survie et de recapture ont été modélisés comme étant constants (*) ou comme variant au fil du temps (t). La probabilité d'introduction dans la population n'a été modélisée que comme une probabilité variant au fil du temps (t).

Modèle	Paramètres	Quasi-AIC	ΔAIC	Pondération	QÉcart
ϕ(*)p(t)pent(t)	13	377,33	0,00	0,96#	-426,52
ϕ(t)p(t)pent(t)	17	384,04	6,71	0,03	-428,39

Tableau 12. Résumé des données de suivi et du comportement de plongée enregistrées par les étiquettes de repérage par satellite SPLASH10 et SPOT5 déployées sur 19 rorquals communs dans les environs de l'entrée Caamano (Colombie-Britannique) d'août à octobre (2011-2014). Le nombre de plongées pour les étiquettes SPLASH se rapporte au nombre de plongées disponibles à des fins d'analyse par des modèles GAMM, après le filtrage tenant compte des erreurs du capteur humide-sec (il convient de noter que le capteur de plateformes de transmission 137684 a été exclu) et la comparaison avec les emplacements et les états comportementaux du modèle de type état-espace.

ID du rorqual	Type d'instrument	ID du capteur de plateformes de transmission	Date de déploiement (GMT)	Durée du suivi (jours)	Emplacements de réception	Pourcentage d'emplacements avec une qualité 1-3	Nombre moyen d'emplacements par jour	Intervalle de temps moyen (h)	Nombre de plongées
FW0006	SPOT	83620	11-08-2011	31,4	245	1 %	9,1	3,1	-
FW0060	SPOT	83621	11-08-2011	8,1	114	18 %	12,7	1,8	-
FW0054	SPOT	83622	10-08-2011	13,0	123	24 %	8,8	2,6	-
FW0078	SPOT	83619	17-08-2012	18,7	252	56 %	12,6	1,8	-
FW0097	SPOT	110727	17-08-2012	39,9	547	42 %	13,3	1,8	-
FW0046	SPOT	110729	18-08-2012	52,8	607	47 %	11,7	2,1	-
FW0226	SPOT	110730	23-08-2012	13,8	203	25 %	14,5	1,6	-
FW0164	SPOT	127910	20-08-2013	38,4	689	5 %	17,2	1,3	-
FW0340	SPOT	127911	10-10-2013	16,5	255	35 %	14,2	1,6	-
FW0332	SPOT	127912	16-08-2013	29,2	467	39 %	15,1	1,5	-
FW0016	SPLASH	132219	19-08-2013	9,9	215	5 %	19,5	1,1	378

ID du rorqual	Type d'instrument	ID du capteur de plateformes de transmission	Date de déploiement (GMT)	Durée du suivi (jours)	Emplacements de réception	Pourcentage d'emplacements avec une qualité 1-3	Nombre moyen d'emplacements par jour	Intervalle de temps moyen (h)	Nombre de plongées
FW0187	SPLASH	132220	18-08-2013	13,1	327	22 %	23,4	1,0	1 210
FW0370	SPOT	133522	18-10-2013	9,5	126	19 %	12,6	1,8	-
FW0021	SPOT	133523	12-10-2013	60,2	869	32 %	14,1	1,7	-
FW0184	SPLASH	137684	16-08-2014	4,5	76	5 %	15,2	1,4	(valeur omise)
FW0029	SPLASH	137685	20-08-2014	14,5	223	32 %	13,1	1,6	1 982
FW0416	SPLASH	137686	23-08-2014	9,9	210	26 %	19,1	1,1	930
FW0162	SPLASH	142546	08-09-2014	22,8	259	6 %	10,8	2,1	3 521
FW0332	SPLASH	142547	10-09-2014	3,4	69	27 %	11,5	1,6	703
-	-	-	**Moyenne**	**21,5**	**309**	**25 %**	**14,1**	**1,7**	**1 454**

Tableau 13. Médianes a posteriori et limites de crédibilité (LC) à 95 % pour les paramètres estimés à partir du modèle hDCRWS (marche aléatoire couplée au modèle et corrélée avec une première différence hiérarchique) pour chaque année. Indices 1 et 2 des modes de déplacement et de comportement de type ARR. La probabilité que le mode comportemental 1 au moment t ne change pas s'il demeure le même au moment t – 1 est indiquée par sigma (α), α_1 et α_2 est la probabilité de passer au mode comportemental 1 au moment t si le mode comportemental 2 est observé au moment t – 1. Les autocorrélations moyennes en matière de vitesse et de direction des déplacements sont indiquées par gamma (γ) et l'angle de virage moyen theta (θ) est mesuré en degrés.

Année	Nombre de suivis	α_1	α_2	γ_1			γ_2			θ_1			θ_2		
				Médiane	LC à 2,5 %	LC à 97,5 %	Médiane	LC à 2,5 %	LC à 97,5 %	Médiane	LC à 2,5 %	LC à 97,5 %	Médiane	LC à 2,5 %	LC à 97,5 %
2011	3	0,321	0,011	0,67	0,46	0,94	0,51	0,38	0,62	-4,2	-57,4	54,9	179,5	165,8	192,9
2012	4	0,953	0,007	0,43	0,35	0,52	0,39	0,31	0,45	-25,1	-44,3	-4,7	170,9	157,4	184,7
2013	7	0,942	0,028	0,43	0,33	0,53	0,22	0,12	0,31	4,3	-3,1	12,1	184,9	168,0	202,8
2014	5	0,375	0,064	0,71	0,37	0,96	0,27	0,14	0,40	-17,2	-38,2	2,7	180,0	160,0	202,5

Tableau 14. Déploiements des étiquettes SPLASH10 et SPOT5 posées sur des rorquals communs résumés par le pourcentage de durée de suivi passé dans l'état comportemental de transit ($b < 1,25$), dans un état comportemental incertain ($b \geq 1,25$ et $b \leq 1,75$) et dans l'état comportemental de type aire de recherche restreinte (ARR) ($b > 1,75$).

ID du rorqual	Type d'instrument	ID du capteur de plateformes de transmission	Date de déploiement (GMT)	Pourcentage de la durée du suivi consacrée au transit	Pourcentage de la durée du suivi consacrée à un événement incertain	Pourcentage de la durée du suivi consacrée à un événement associé à une ARR
FW0006	SPOT	83620	11-08-2011	0 %	0 %	100 %
FW0060	SPOT	83621	11-08-2011	0 %	1 %	99 %
FW0054	SPOT	83622	10-08-2011	0 %	1 %	99 %
FW0078	SPOT	83619	17-08-2012	18 %	2 %	80 %
FW0097	SPOT	110727	17-08-2012	17 %	21 %	62 %
FW0046	SPOT	110729	18-08-2012	3 %	3 %	94 %
FW0226	SPOT	110730	23-08-2012	0 %	0 %	100 %
FW0164	SPOT	127910	20-08-2013	26 %	27 %	47 %
FW0340	SPOT	127911	10-10-2013	20 %	11 %	69 %
FW0332	SPOT	127912	16-08-2013	11 %	14 %	75 %
FW0016	SPLASH	132219	19-08-2013	26 %	45 %	29 %
FW0187	SPLASH	132220	18-08-2013	28 %	17 %	55 %

ID du rorqual	Type d'instrument	ID du capteur de plateformes de transmission	Date de déploiement (GMT)	Pourcentage de la durée du suivi consacrée au transit	Pourcentage de la durée du suivi consacrée à un événement incertain	Pourcentage de la durée du suivi consacrée à un événement associé à une ARR
FW0370	SPOT	133522	18-10-2013	0 %	21 %	79 %
FW0021	SPOT	133523	12-10-2013	16 %	34 %	50 %
FW0184	SPLASH	137684	16-08-2014	0 %	4 %	96 %
FW0029	SPLASH	137685	20-08-2014	1 %	5 %	94 %
FW0416	SPLASH	137686	23-08-2014	1 %	6 %	93 %
FW0162	SPLASH	142546	08-09-2014	1 %	4 %	95 %
FW0332	SPLASH	142547	10-09-2014	0 %	2 %	98 %
-	-	-	**Moyenne**	**9 %**	**11 %**	**80 %**

Tableau 15. Formules des modèles, ampleur estimée des effets de paramètres fixes (est.), erreurs-types et écarts des effets aléatoires (σ^2) et écarts-types concernant les modèles GAMM (distribution d'erreur de type Gamma avec fonction de lien logarithmique) les mieux classés du comportement de plongée en quête de nourriture (état de type ARR) présumé du rorqual commun, sélectionné au moyen de la comparaison avec le critère d'information d'Akaike (AIC). Les paramètres à effets fixes qui ont été modélisés à l'aide de modèles lissés non linéaires sont indiqués entre parenthèses et précédés d'un « s » en minuscule : p. ex., s(durée). Les valeurs t de Wald et les valeurs p connexes indiquent que tous les effets fixes (centrés et mis à l'échelle) sont des variables prédictives importantes dans les deux modèles. Pour les deux modèles GAMM, le paramètre (Intercept) correspond à la forme de plongée 1 (carré).

Variable-réponse : Profondeur de plongée (m)	Niveaux des effets fixes	Est.	e.t.	*t*	*p*
profondeur ~ s(durée) + forme de plongée + heure de la journée + région + durée : heure de la journée	(Interception)	3,634	0,014	257,569	<0,0001
	forme de plongée (U)	0,135	0,006	22,519	<0,0001
	forme de plongée (V)	0,098	0,006	16,48	<0,0001
	heure de la journée	-0,365	0,014	-25,802	<0,0001
	Région	0,068	0,012	5,452	<0,0001
	heure de la journée : durée	-0,149	0,008	-19,644	<0,0001
	Paramètres de lissage	-	ddl	*F*	*p*
	s(durée)	-	6,76	649,9	<0,0001
	Niveaux des effets aléatoires	σ^2	é.-t.	-	-
	ID du rorqual (capteur de plateformes de	0	0		-

Variable-réponse : Profondeur de plongée (m)	Niveaux des effets fixes	Est.	e.t.	*t*	*p*
	transmission)				
	ID de l'emplacement du modèle état-espace	0,090	0,300	-	-
Variable-réponse : durée de plongée (min.)	Niveaux des effets fixes	Est.	e.t.	*t*	*p*
durée ~ s(profondeur) + forme de plongée + heure de la journée + région + profondeur : heure de la journée	(Interception)	1,459	0,031	47,249	<0,0001
	forme de plongée (U)	-0,139	0,005	-25,297	<0,0001
	forme de plongée (V)	-0,065	0,006	-11,567	<0,0001
	heure de la journée	0,081	0,014	5,980	<0,0001
	Région	-0,078	0,012	-6,249	<0,0001
	heure de la journée : profondeur	0,055	0,007	7,475	<0,0001
	Paramètres de lissage	-	ddl	*F*	*p*
	s(profondeur)	-	4,165	674,8	<0,0001
	Niveaux des effets aléatoires	σ^2	é.-t.	-	-
	ID du rorqual (capteur de	0,004	0,063	-	-

Variable-réponse : Profondeur de plongée (m)	Niveaux des effets fixes	Est.	e.t.	*t*	*p*
	plateformes de transmission)				
	ID de l'emplacement du modèle état-espace	0,075	0,274	-	-

FIGURES

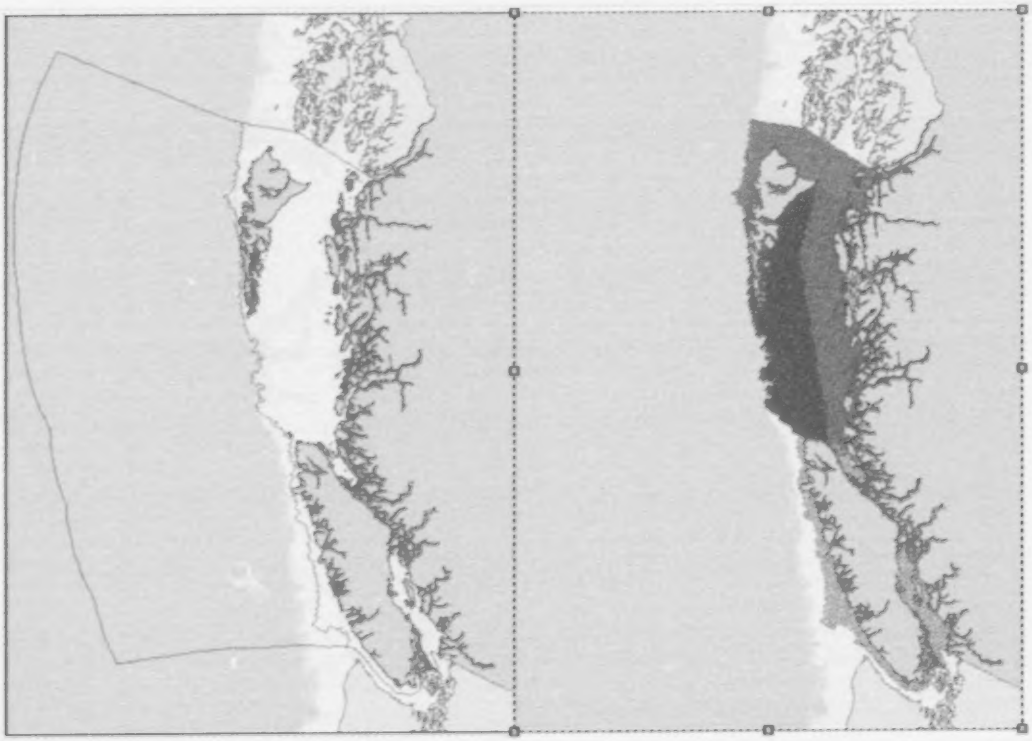

Figure 1 : Carte des eaux canadiennes du Pacifique et des zones d'étude. A. Limites des régions extracôtières et côtières. La limite se situe sur l'isobathe de 1 000 mètres du nord au nord de l'île de Vancouver et sur l'isobathe de 100 mètres le long de la côte ouest de l'île de Vancouver. B. Cinq sous-régions comprenant la région côtière. En orange, l'entrée Dixon; en vert, l'est du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte; en rouge, l'ouest du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte; en jaune : la grande région de l'entrée Caamano; en jaune pâle, les côtes de l'île de Vancouver.

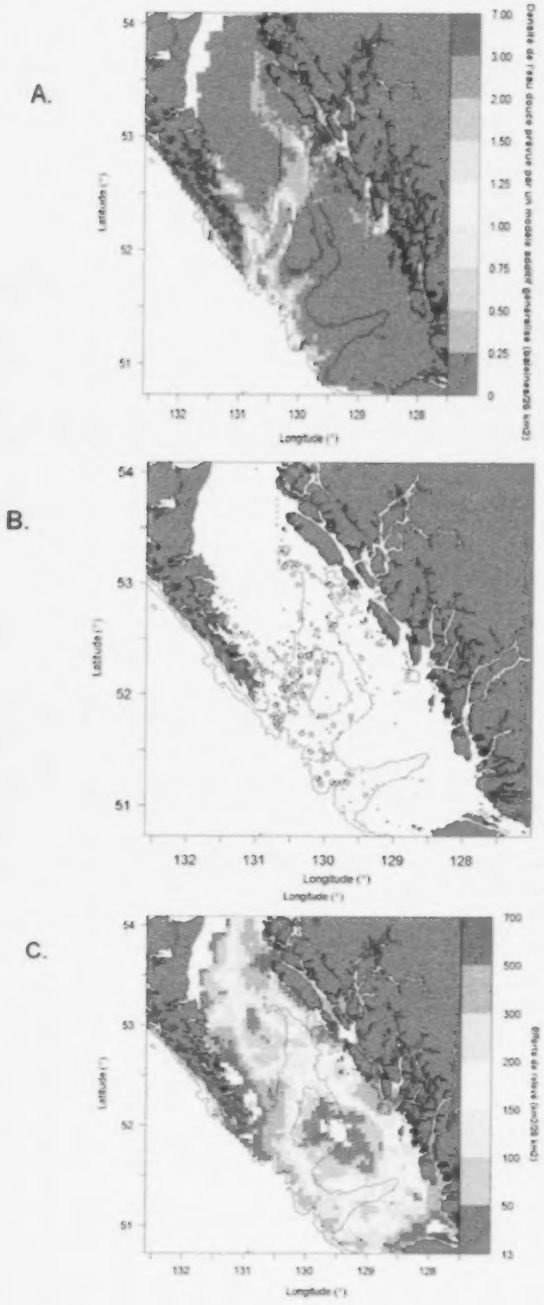

Figure 2 : Répartition des rorquals communs dans le détroit d'Hécate et le détroit de la Reine-Charlotte A. Aire de répartition prévue en fonction de la latitude, de l'inclinaison et de la profondeur; B. Observations des rorquals communs provenant de 37 relevés utilisés dans le modèle (2002-2014); C. Relevés exprimés en km² par cellule de grille de 25 km² (2002-2014).

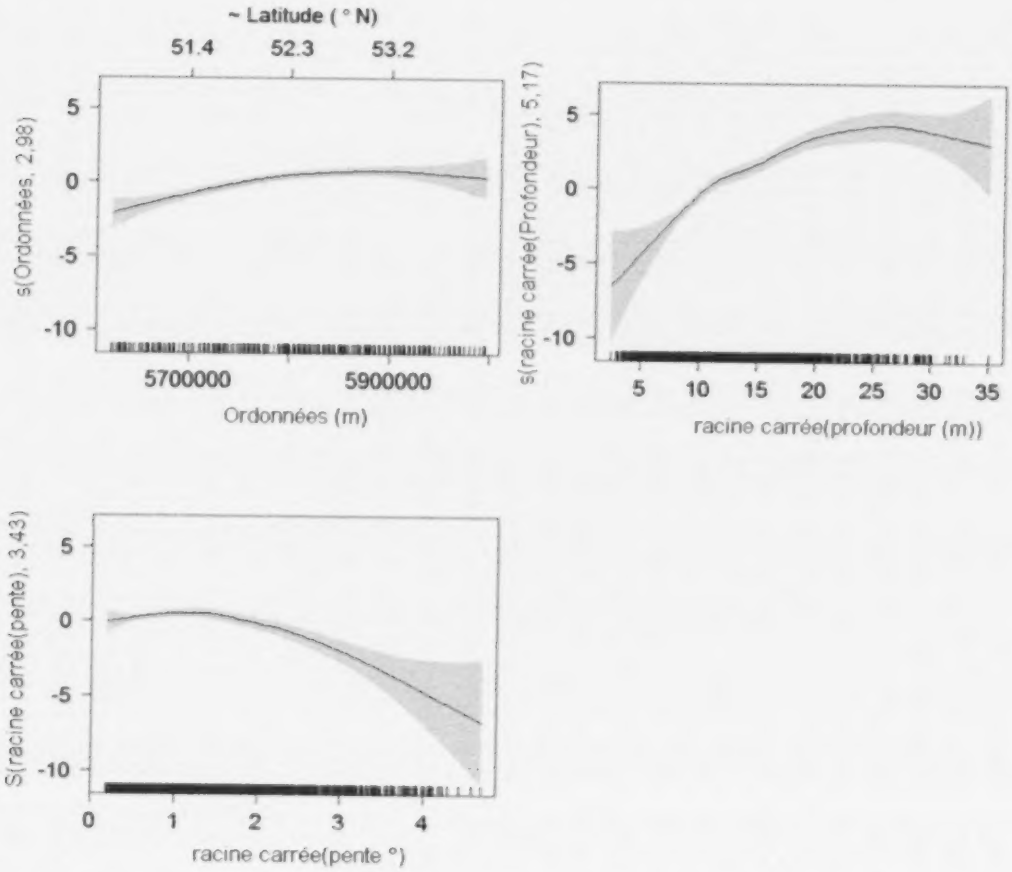

Figure 3 : Fonctions de lissage (lignes pleines) avec intervalles de confiance à 95 % (gris) pour les variables explicatives, coordonnées MTU en ordonnée (correspondant à la latitude également présentée), racine carrée de la pente moyenne et racine carrée de la profondeur moyenne du modèle GAM binomial négatif le mieux classé estimant les densités des rorquals communs par cellule de grille de 25 km^2. Les légendes de l'axe des ordonnées présentent la fonction ajustée avec les degrés de liberté estimés entre parenthèses, tandis que les graphiques linéaires sur l'axe des abscisses indiquent la répartition de valeurs échantillonnées dans chaque variable explicative.

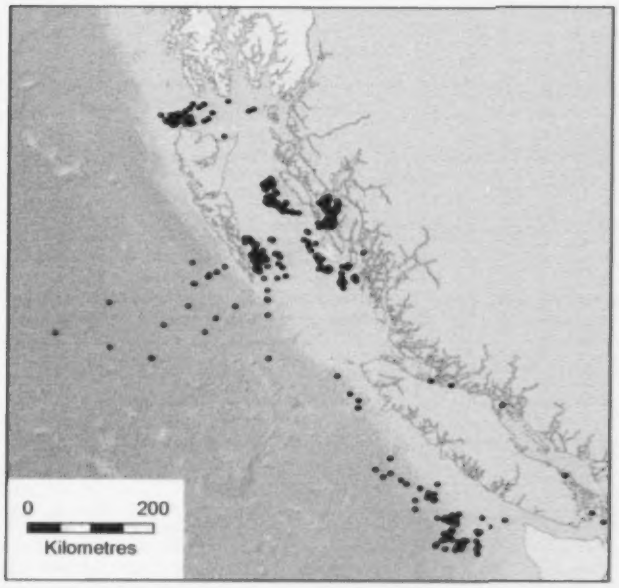

Figure 4 : Répartition dans les eaux canadiennes du Pacifique de 1 549 identifications photographiques de rorquals communs (1995-2015).

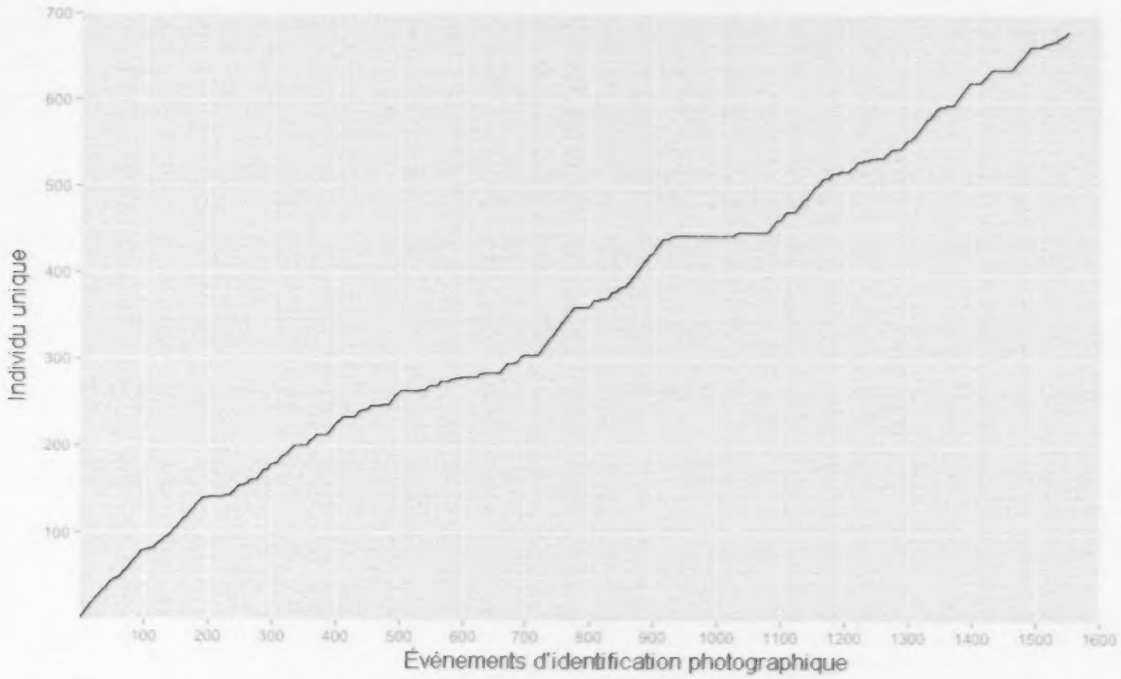

Figure 5 : Courbe d'accumulation des différents rorquals communs (n = 681) au cours de 1 549 événements d'identification photographique dans l'ensemble du littoral (1995-2015).

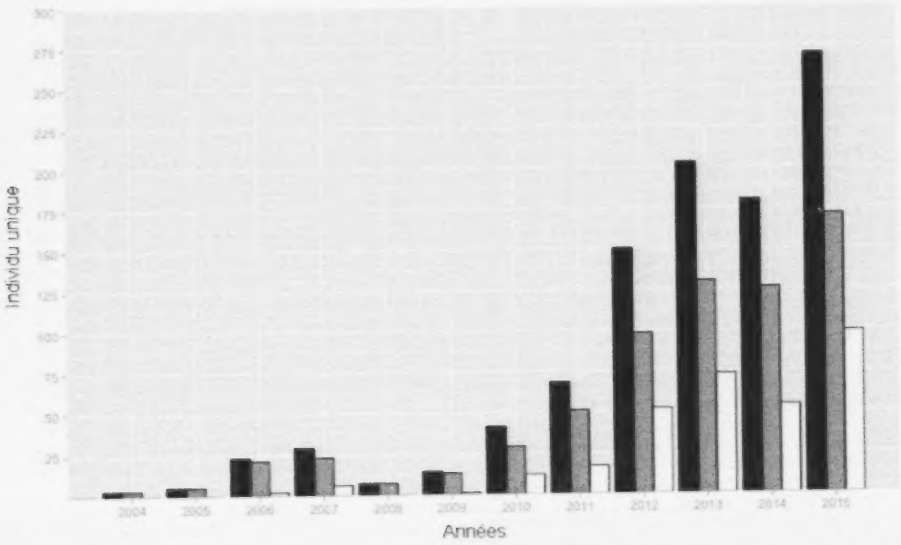

Figure 6 : Nombre annuel dans l'ensemble du littoral des différents rorquals communs photographiés (en noir), d'individus récemment identifiés (en gris) et d'individus observés de nouveau (en blanc) (2004-2015). Les observations faites avant 2004 ont été omises (n = 4) en raison d'un nombre insuffisant de données.

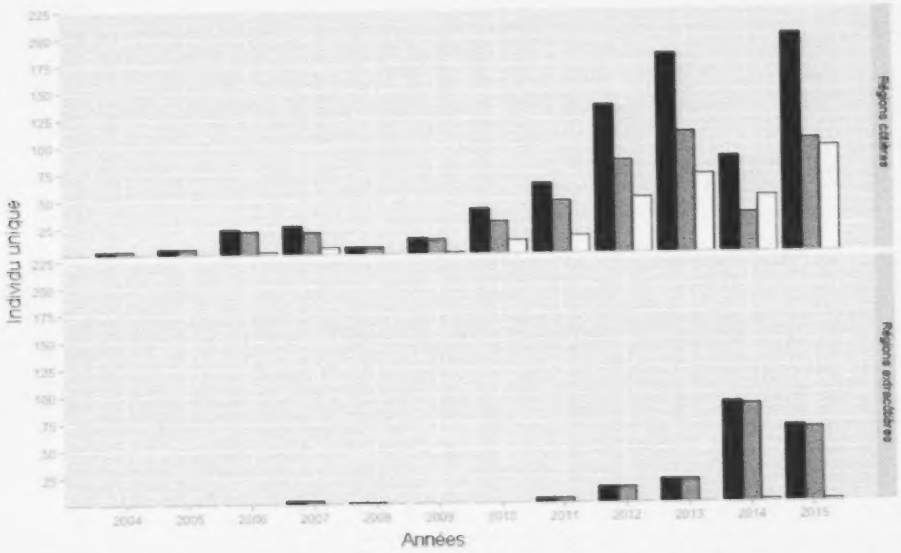

Figure 7 : Nombre annuel dans les régions côtières et extracôtières d'identifications uniques, nombre total d'individus (en noir), nombre d'individus récemment identifiés (en gris) et nombre d'individus observés de nouveau (en blanc) (2004-2015).

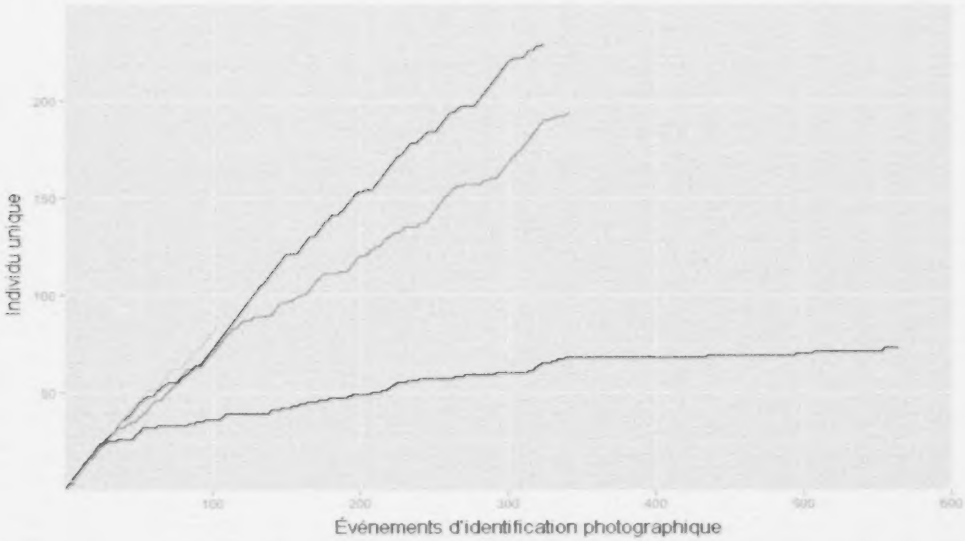

Figure 8 : Courbes d'accumulation des différents rorquals communs, par sous-région côtière. En vert, entrée Dixon; en rouge, est du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte; en bleu, ouest du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte; en noir, grande région de l'entrée Caamano.

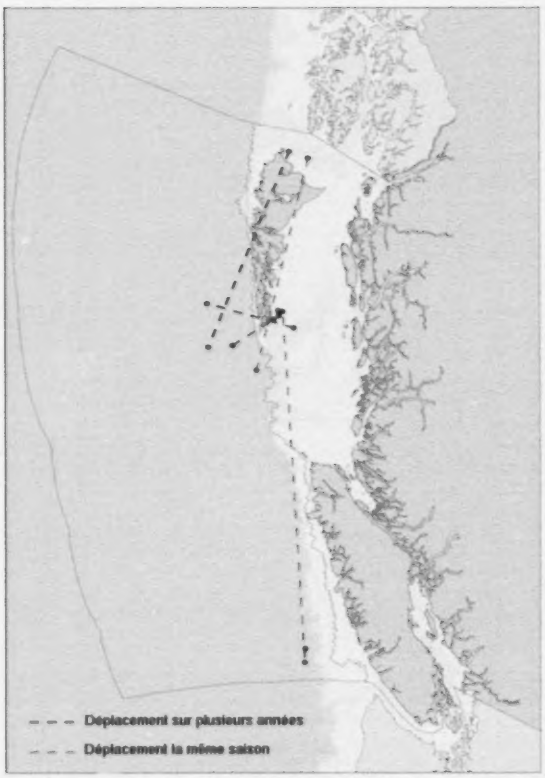

Figure 9 : Déplacements des différents rorquals communs entre les zones côtières et extracôtières entre les années (ligne noire pointillée) et la même année (ligne rouge pointillée) (n = 5 individus).

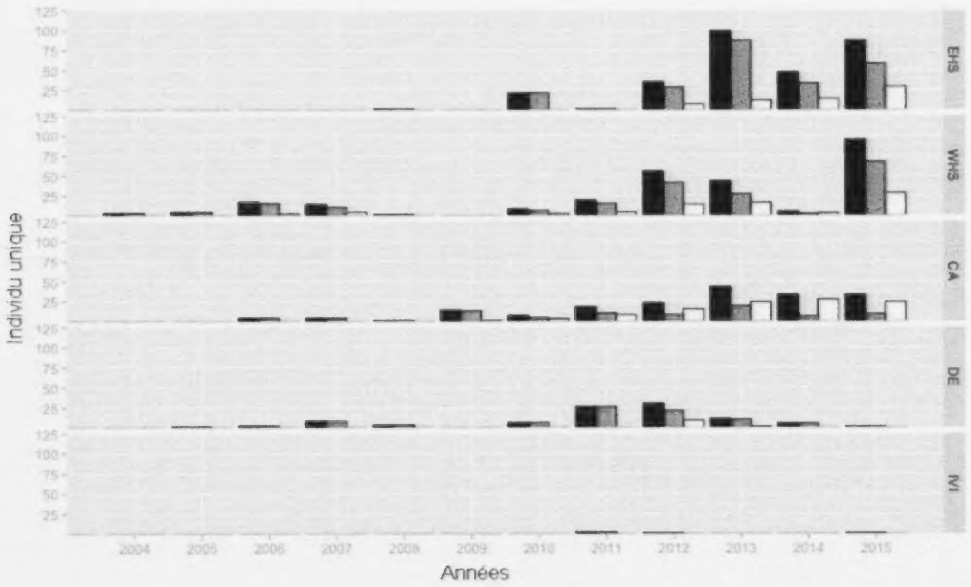

Figure 10 : Rorquals communs uniques des zones côtières chaque année, par sous-région. Nombre total d'individus (en noir), d'individus récemment identifiés (en gris) et d'individus observés de nouveau (en blanc) (2014-2015). EHS = est du détroit d'Hécate; WHS = ouest du détroit d'Hécate; CA = grande région de l'entrée Caamano; DE = entrée Dixon; IVI = côtes de l'île de Vancouver

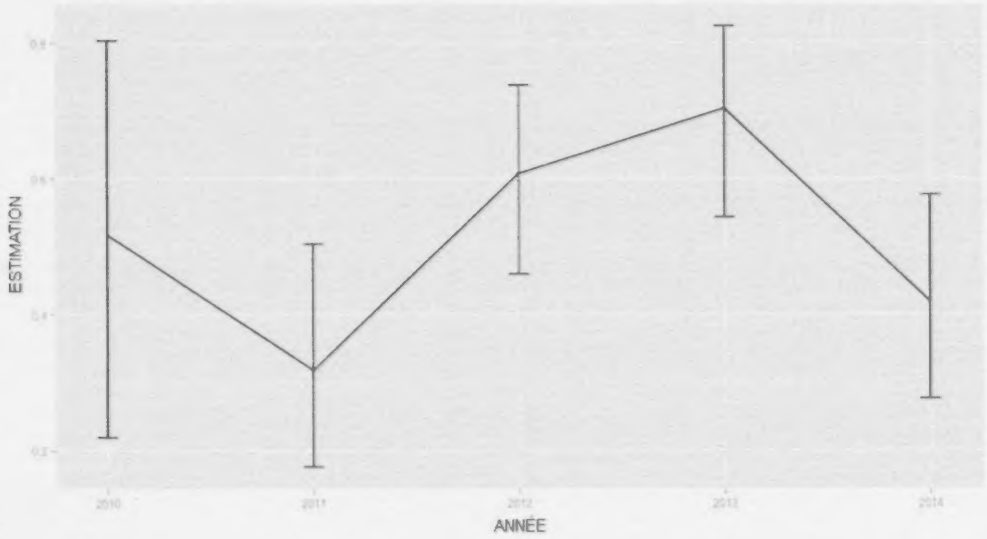

Figure 11 : Estimation des probabilités de recapture annuelles tirée du modèle de Cormack-Jolly-Seber du temps depuis le marquage pour estimer la survie apparente. La courbe présente la moyenne annuelle et les intervalles de confiance à 95 %.

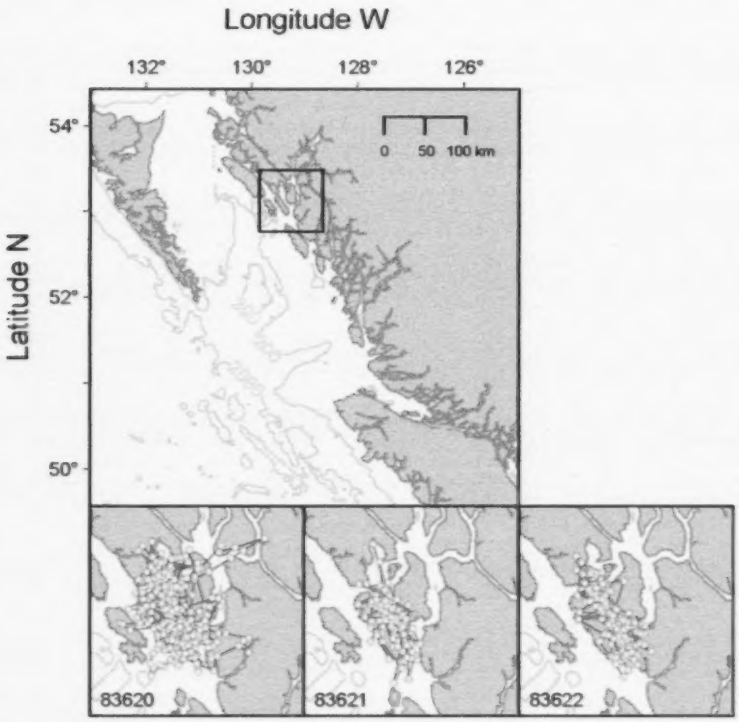

Figure 12 : Suivis des rorquals communs pour les déploiements en 2011 montrant les emplacements filtrés avec les modes de comportements déduits (bleu, en transit; gris, incertain et jaune, ARR) du modèle hiérarchique état-espace.

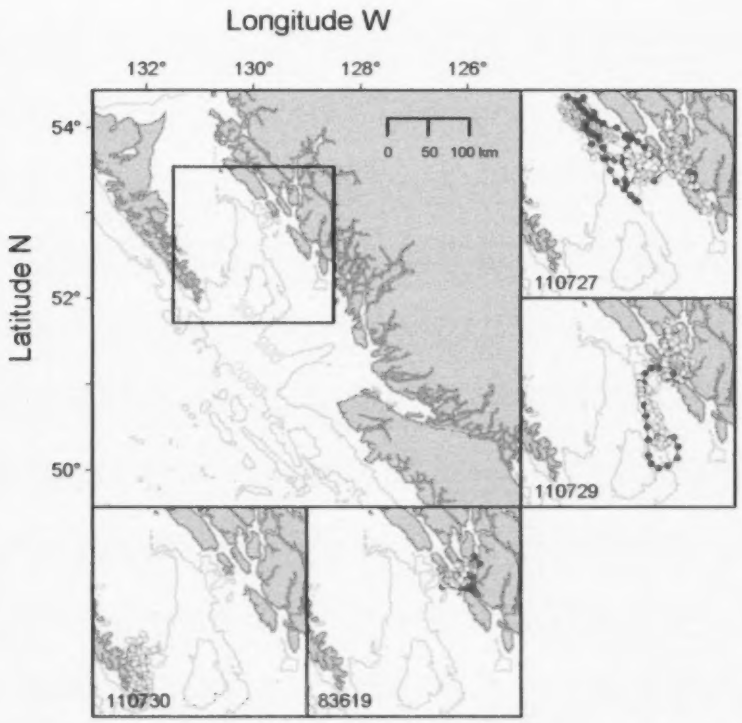

Figure 13 : Suivis des rorquals communs pour les déploiements en 2012 montrant les emplacements filtrés avec les modes de comportements déduits (bleu, en transit; gris, incertain et jaune, ARR) du modèle hiérarchique état-espace.

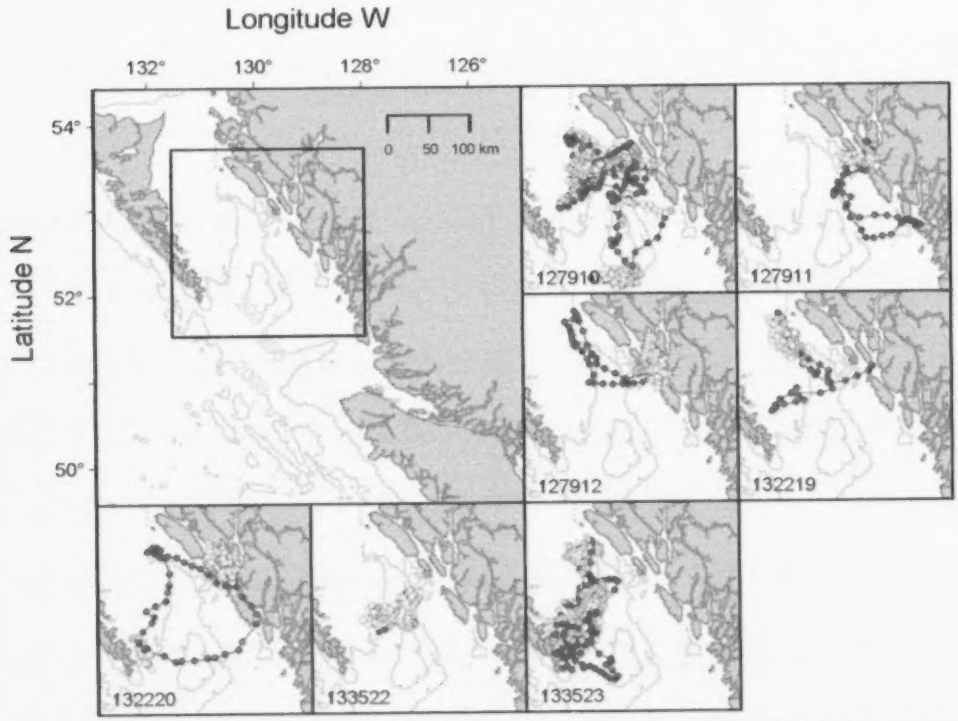

Figure 14 : Suivis des rorquals communs pour les déploiements en 2013 montrant les emplacements filtrés avec les modes de comportements déduits (bleu, en transit; gris, incertain et jaune, ARR) du modèle hiérarchique état-espace.

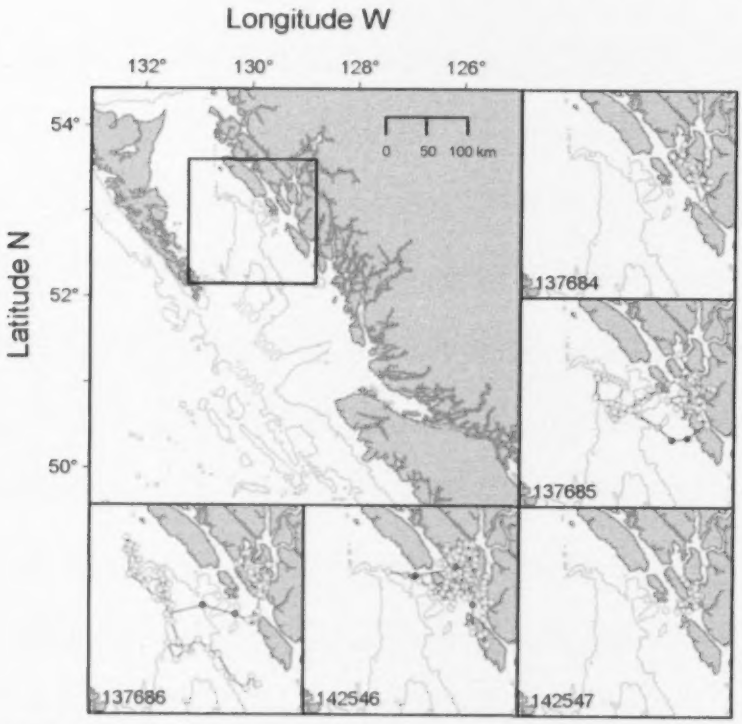

Figure 15 : Suivis des rorquals communs pour les déploiements en 2014 montrant les emplacements filtrés avec les modes de comportements déduits (bleu, en transit; gris, incertain et jaune, ARR) du modèle hiérarchique état-espace.

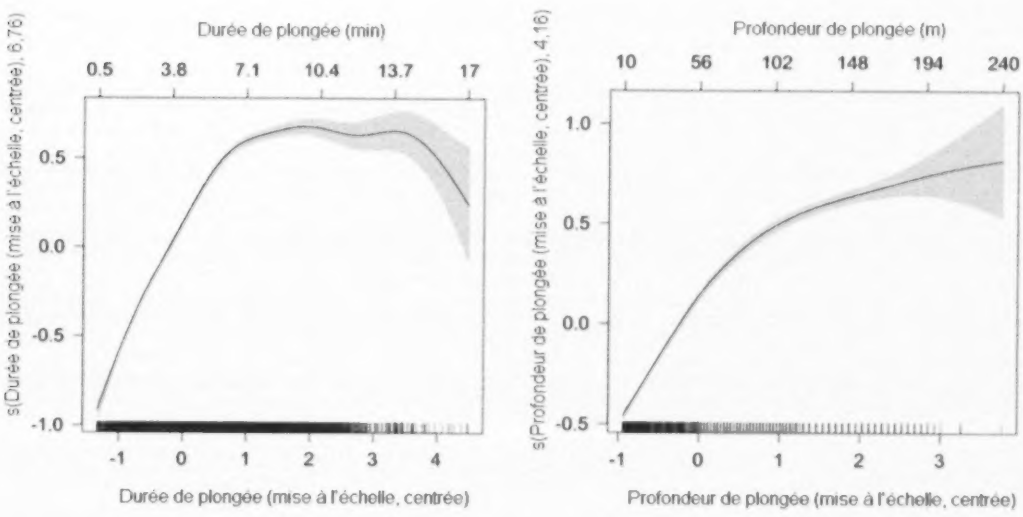

Figure 16 : Variables de lissage du modèle GAMM le mieux classé pour la durée de plongée (gauche) et la profondeur de plongée (droite). Les deux variables ont été centrées et mises à l'échelle avant la modélisation (les échelles d'origine sont présentées sur les axes supérieurs des graphiques). Les bandes ombrées indiquent les intervalles de confiance à 95 % approximatifs et les graphiques linéaires le long de chaque axe des abscisses indiquent la répartition des observations. Les degrés de liberté efficaces des paramètres de lissage sont présentés sur les axes des ordonnées.

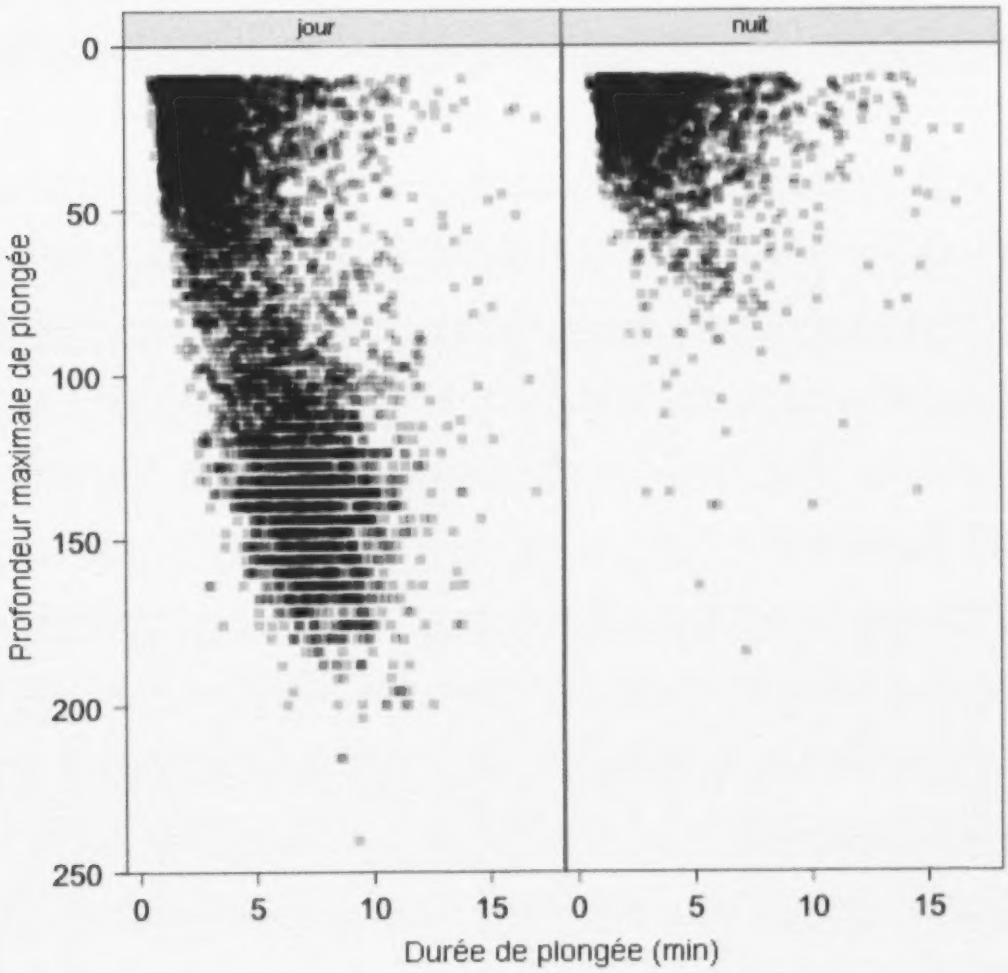

Figure 17 : Profondeur de plongée maximale (m) en tant que fonction de la durée de plongée (min) pour les plongées effectuées par six rorquals communs marqués à l'aide d'une étiquette SPLASH10 pendant un comportement de type ARR (aire de recherche restreinte) (b > 1,75, quête de nourriture présumée), le jour (à gauche, N = 5 157) et la nuit (à droite, N = 2 332). Les périodes de jour et de nuit étaient définies par les heures de l'aube nautique (élévation solaire < -12 °) et du crépuscule nautique (élévation solaire ≥ -12 °) pour chaque estimation de l'emplacement unique d'après le modèle de type état-espace et sa date connexe. Il convient de noter que les points sont semi-transparents pour illustrer la densité des données et que seules les plongées atteignant des profondeurs égales ou supérieures à 10 m ont été enregistrées par les étiquettes.

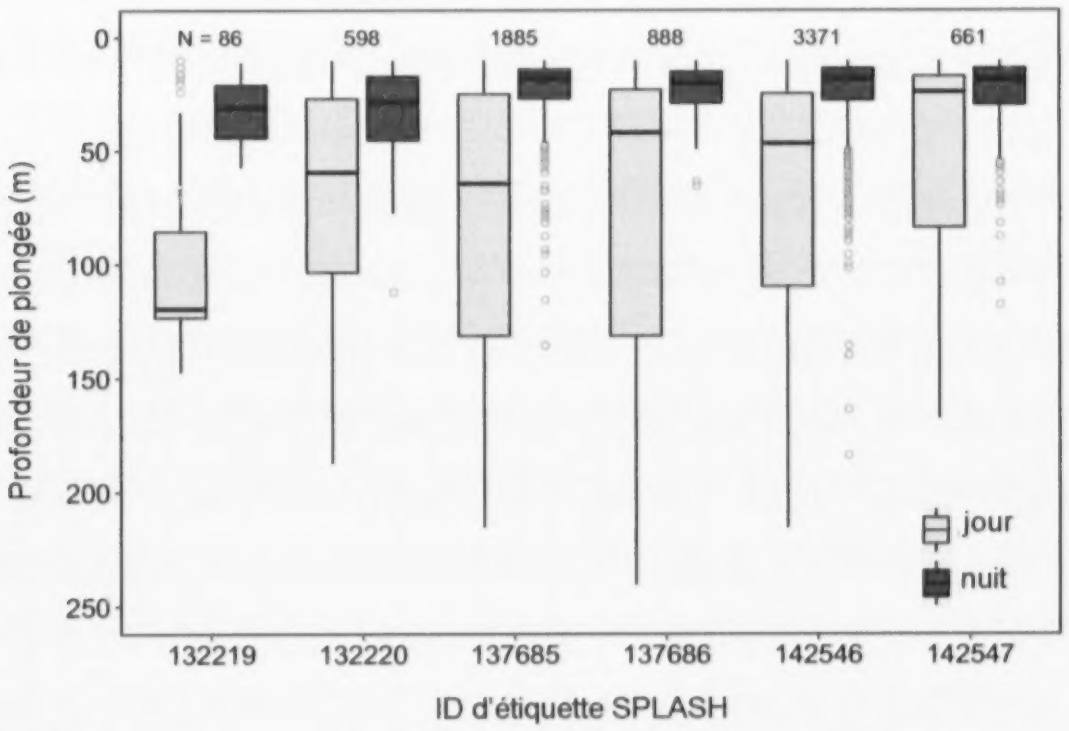

Figure 18 : Profondeur maximale des plongées (en mètres) enregistrée par les étiquettes SPLASH10 déployées sur six individus manifestant un comportement en aire de recherche restreinte (ARR) (quête de nourriture présumée, [b > 1,75], illustrant la différence entre les plongées de jour et de nuit. La taille de l'échantillon (N, nombre de plongées) enregistrée par chaque étiquette est indiquée au-dessus des diagrammes de quartiles. Les périodes de jour et de nuit étaient définies par les heures de l'aube nautique (élévation solaire < -12 °) et du crépuscule nautique (élévation solaire ≥ -12 °) pour chaque emplacement unique du modèle de type état-espace et sa date connexe.

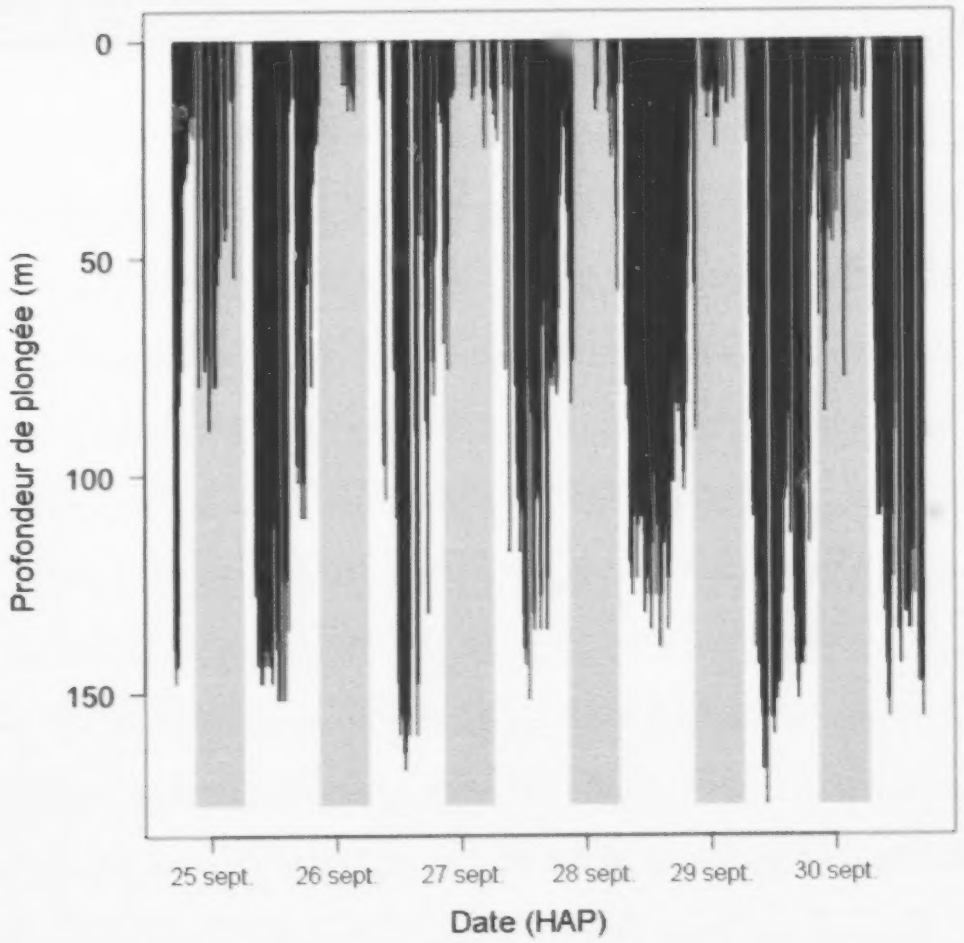

Figure 19 : Profil temps-profondeur montrant les profondeurs de plongée maximales durant le déploiement de l'étiquette SPLASH 142546 (rorqual commun 0162) du 25 au 30 septembre 2014 (heure avancée du Pacifique). Les bandes ombrées grises indiquent les périodes d'obscurité délimitées par le crépuscule et l'aube nautiques (période durant laquelle le soleil se couche à ≥ 12 ° en dessous de l'horizon).

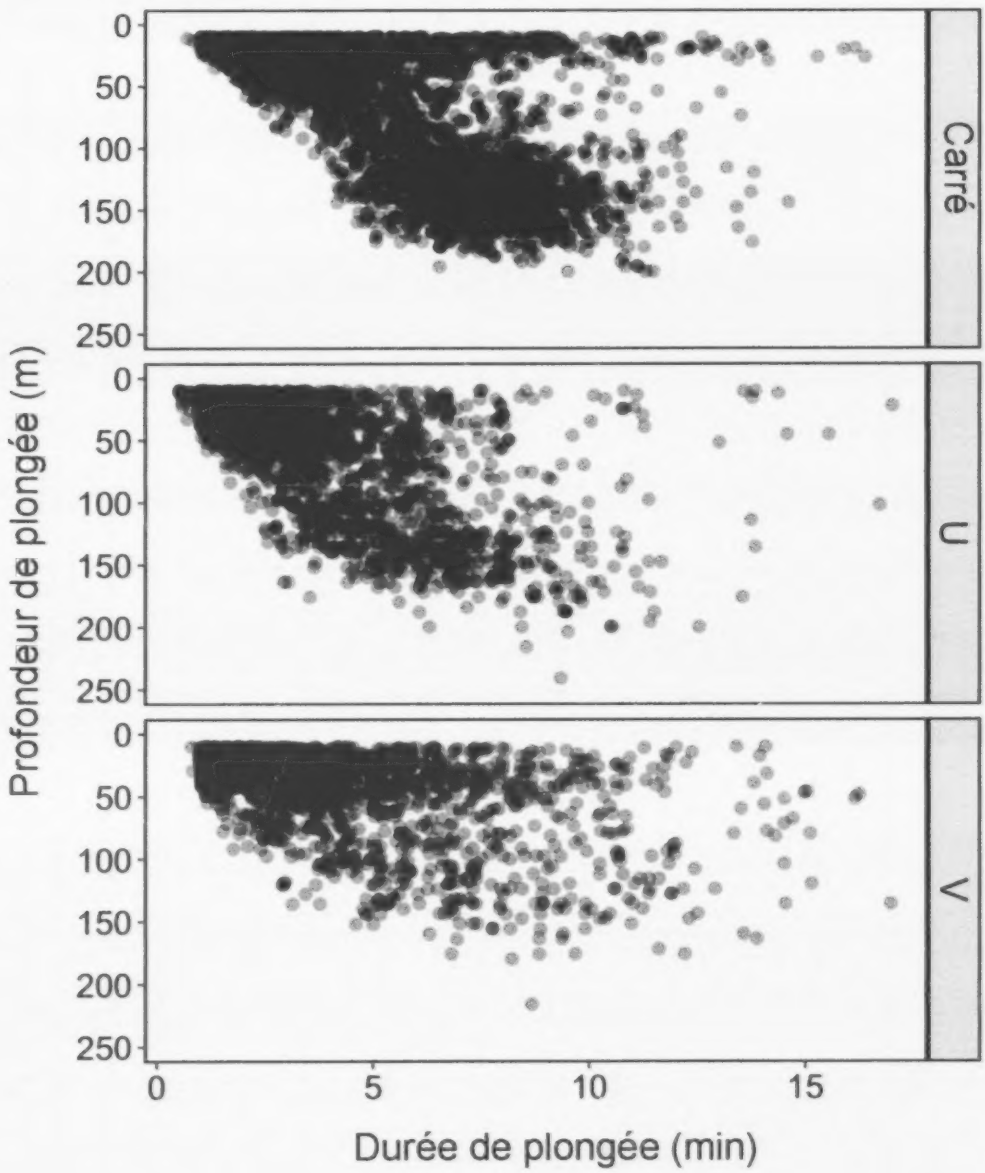

Figure 20 : Profondeurs maximales (m) des plongées de rorquals communs associées à une ARR (N = 7 489) en tant que fonction de la durée de plongée (min.) et regroupées par forme de plongée (carré, U ou V).

ANNEXE

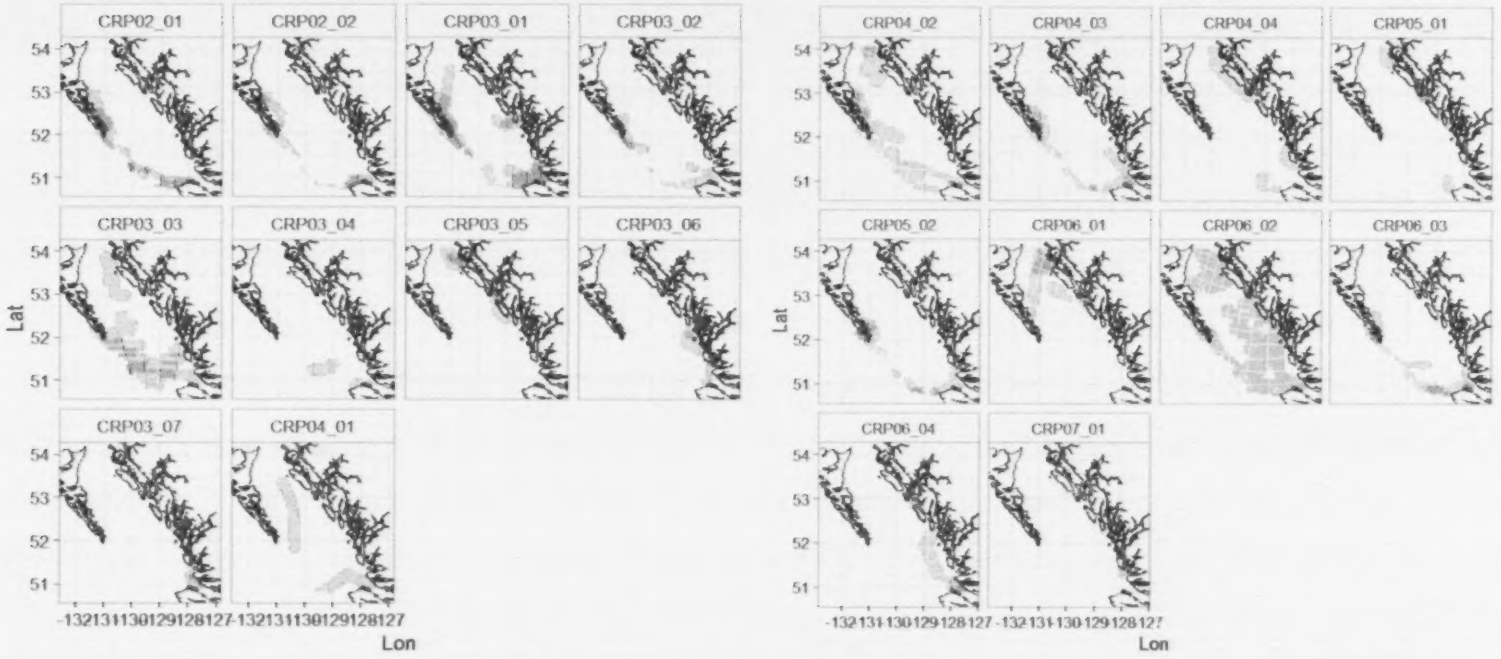

Figure A1. Cartes illustrant la couverture des relevés actifs dans le détroit d'Hécate et le détroit de la Reine-Charlotte, de 2002 à 2014 dirigés par le Programme de recherche sur les cétacés (PRC). Les relevés sont identifiés par l'année et par le numéro du relevé (p. ex., CRP02_01 est le premier relevé effectué en 2002). Les cartes illustrent l'effort de relevé sur une surface quadrillée de 25 km^2. La couverture du relevé est ombrée de la manière suivante : < 50 % d'une cellule de grille ont fait l'objet d'un relevé (rouge), 50 à 100 % d'une cellule de grille ont fait l'objet d'un relevé (gris), > 100 % d'une cellule de grille ont fait l'objet d'un relevé (bleu). Seuls les efforts de relevé où ≥ 50 % d'une cellule de grille ont fait l'objet d'un relevé étaient inclus dans le modèle d'habitat. Les relevés CRP03_06, CRP03_07, CRP06_02, CRP07_01, CRP09_06 ont été exclus de l'ensemble de données du modèle.

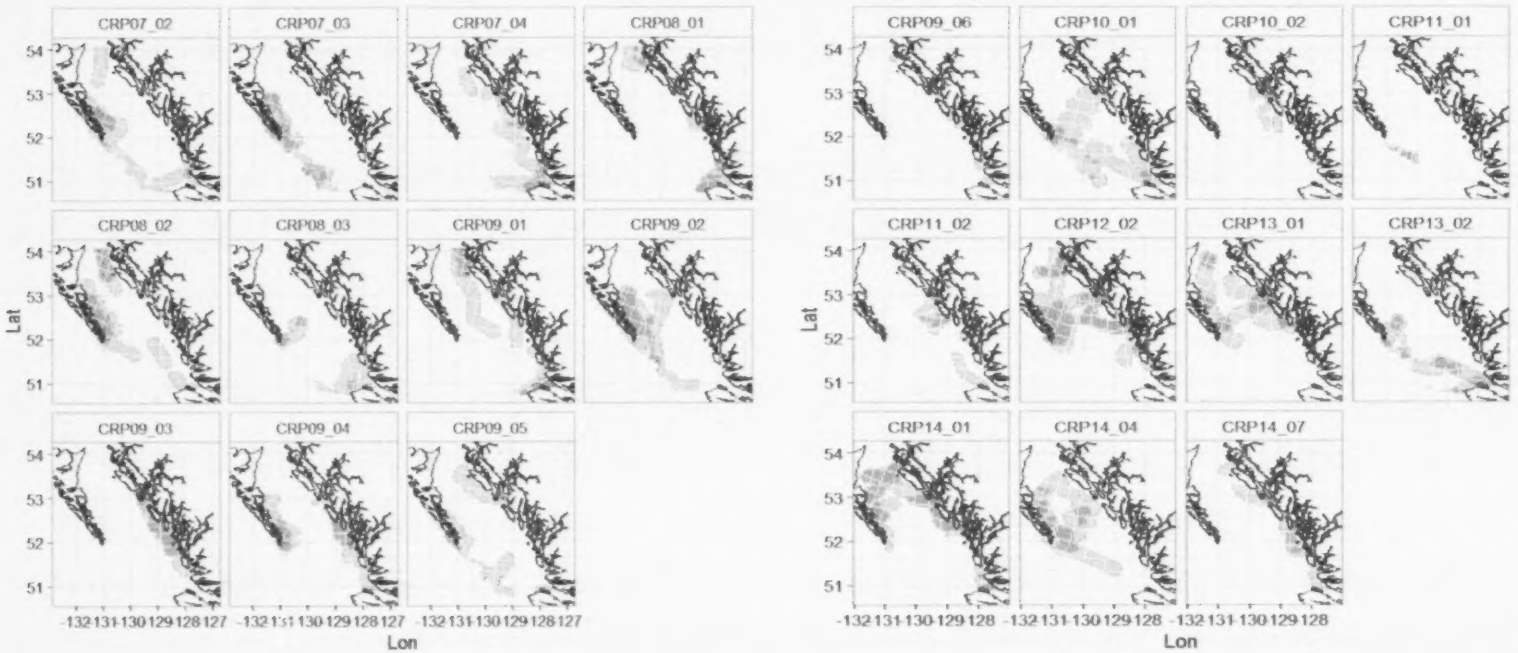

Figure A1. Suite